

Université du Québec

Mémoire présenté à
L'Université du Québec à Trois-Rivières

Comme exigence partielle
de la Maîtrise en Sciences de l'environnement

Par
Caroline Anderson

Utilisation des isotopes stables de l'azote comme indicateurs des perturbations
anthropiques du cycle de l'azote à l'échelle du bassin versant

Février 2003

Université du Québec à Trois-Rivières

Service de la bibliothèque

Avertissement

L'auteur de ce mémoire ou de cette thèse a autorisé l'Université du Québec à Trois-Rivières à diffuser, à des fins non lucratives, une copie de son mémoire ou de sa thèse.

Cette diffusion n'entraîne pas une renonciation de la part de l'auteur à ses droits de propriété intellectuelle, incluant le droit d'auteur, sur ce mémoire ou cette thèse. Notamment, la reproduction ou la publication de la totalité ou d'une partie importante de ce mémoire ou de cette thèse requiert son autorisation.

RÉSUMÉ

L'azote est un des principaux nutriments issu des activités humaines qui est rejeté en milieu aquatique (Peierls et al. 1991; Howart 1998; Downing et al. 1999; Chambers et al. 2001). Puisqu'une trop grande quantité d'azote peut engendrer la dégradation des écosystèmes aquatiques et la perte de biodiversité (Rabalais 2002), il est nécessaire de mieux comprendre l'impact spatial des activités anthropiques génératrices d'azote. Les isotopes stables de l'azote ($\delta^{15}\text{N}$) se présentent comme un outil susceptible de retracer l'impact spatial de telles activités. L'objectif principal de cette recherche était d'évaluer si les isotopes d'azote pouvaient permettre d'identifier des changements dans les utilisations des terres entre des bassins versants, ainsi qu'à l'intérieur de ces derniers. Plus précisément, nous voulions vérifier si les variations spatiales du $\delta^{15}\text{N}$ étaient influencées par la proportion de différentes affectations du sol, ainsi que par les charges d'azote qui y sont liées. Pour les fins de cette étude, des organismes (invertébrés aquatiques et poissons non piscivores) furent échantillonnés sur 83 sites localisés en rivière et leur $\delta^{15}\text{N}$ fut mis en relation avec divers types d'utilisations du sol (agriculture, zones urbaines, forêts) et différentes sources d'azote (fumiers, fertilisants, excréments humaines). Les résultats dévoilèrent la présence de fortes corrélations entre le $\delta^{15}\text{N}$ et l'ensemble de ces variables, suggérant que les isotopes stables de l'azote sont sensibles aux sources d'azote générées par diverses activités anthropiques et qu'ils représentent de bons indicateurs des perturbations humaines du cycle de l'azote à l'échelle des bassins versants.

AVANT-PROPOS

Conformément à l'article D45 du règlement des études de cycles supérieurs, il est possible de présenter les résultats obtenus dans le cadre du programme de 2^e cycle en Sciences de l'environnement sous forme d'articles scientifiques plutôt que sous forme de mémoire traditionnel.

Il a été convenu avec mon directeur de recherche, le professeur Gilbert Cabana, qu'un article issu de mon projet serait soumis à un périodique scientifique, le *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. Le présent mémoire contient un résumé français de la problématique, des matériels et méthodes, des résultats et des conclusions inhérents au projet de recherche, ainsi qu'un article rédigé en langue anglaise.

REMERCIEMENTS

Je tiens à souligner l'implication d'un grand nombre d'intervenants qui ont rendu cette expérience possible. Tout d'abord, j'aimerais remercier Gilbert Cabana qui m'a offert de travailler sur ce projet. Son soutien m'aura permis d'élargir mes connaissances et de parvenir à des résultats aussi intrigants les uns que les autres.

Plusieurs étudiants ont soutenu cette étude en participant à l'échantillonnage sur le terrain et à l'identification des organismes en laboratoire. J'aimerais d'abord remercier Vincent Préfontaine qui a parcouru, en ma compagnie, les centaines de kilomètres qui nous ont mené à la conquête des rivières québécoises et qui a également participé à l'identification d'innombrables invertébrés et poissons. Il serait important aussi de souligner la contribution de Wendy Giroux, Véronique Bérard et Olivier Mathieu qui ont aidé à l'avancement de cette étude en offrant leur appui sur le terrain ou pour l'identification en laboratoire, ainsi que Steve Gaouette qui, par son projet de fin d'étude, a favorisé l'obtention d'informations supplémentaires sur certaines anomalies perçues dans le réseau sous étude.

Les analyses géomatiques que j'ai eu à effectuer m'ont permis également de garder contact avec certains collègues géographes dont l'aide fut indispensable. Merci à Caroline Richard et Pierre-André Bordeleau qui ont été d'une aide fort précieuse. Merci aussi à Denis Leroux, Patrick Piché, Josée Dubois et Alain Morissette (informatique) qui auront su répondre à plusieurs de mes questionnements.

Il est également important de remercier les professeurs qui ont contribué, par leurs commentaires au cours des présentations de séminaire I et II, à l'avancement de cette étude. Merci à Stéphane Campeau et Marco Rodriguez pour leurs suggestions. J'aimerais aussi remercier Gilbert Cabana, Jean-Jacques Frenette et Stéphane Campeau qui ont contribué à l'amélioration du présent document.

Je tiendrais également à remercier plusieurs membres du Ministère de l'environnement dont Richard Beaulieu, qui a fourni des informations au sujet des fertilisants appliqués sur le territoire québécois, Marc Simoneau, qui a permis l'accès aux bases de données physico-chimiques, et Jean Trancia, qui a capturé et fourni des poissons provenant de la rivière Chaudière en 2001. Finalement, merci à Jean-Pierre Beaumont, Réjean Dumas, Luc Rondeau et Marc Simoneau pour des informations supplémentaires au sujet des étangs aérés à Joliette ou sur l'usine d'équarrissage de la rivière Chaudière.

En dernier lieu, la réalisation de cette recherche n'aurait pas été possible sans le soutien financier des Fonds FCAR (Formation des Chercheurs et aide à la Recherche) et du CRSNG (Conseil de Recherche en Science Naturelle et en Génie du Canada).

TABLE DES MATIÈRES

RÉSUMÉ	ii
AVANT-PROPOS	iii
REMERCIEMENTS	iv
TABLE DES MATIÈRES	vi
LISTE DES TABLEAUX	ix
LISTE DES FIGURES	xii
CHAPITRE 1 : RÉSUMÉ SUBSTANTIEL DU PROJET	1
Introduction	1
Matériel et méthodes	4
Sites d'étude	4
Échantillonnage et identification	5
Analyse isotopique	6
Délimitation des bassins versants et caractérisation des affectations du sol	6
Analyses statistiques	8
Résultats	9
Tendances isotopiques générales	9
Variation spatiale du $\delta^{15}\text{N}$ entre les rivières : caractérisation du territoire et sources d'azote	10
Variation longitudinale du $\delta^{15}\text{N}$ à l'intérieur des rivières	12
Enquête sur deux anomalies du $\delta^{15}\text{N}$	13
Discussion	16
Variation du $\delta^{15}\text{N}$ entre les groupes fonctionnels et trophiques	16

Variation spatiale du $\delta^{15}\text{N}$: caractérisation générale	17
Variation spatiale du $\delta^{15}\text{N}$: sources d'azote	20
Anomalies	22
Conclusion.....	26
Références bibliographiques du résumé.....	28
CHAPITRE II : MANUSCRIT	52
Résumé.....	53
Abstract	55
Introduction	56
Materials and Methods.....	59
Study Sites.....	59
Sample collecting and analysis.....	59
Land Use Analysis.....	60
Statistical analysis.....	61
Results.....	61
Longitudinal variation in $\delta^{15}\text{N}$ within rivers	63
Investigation of two $\delta^{15}\text{N}$ “anomalies”	64
Discussion	68
Intra-site variation in $\delta^{15}\text{N}$ among functional and trophic groups.....	68
Spatial variation in $\delta^{15}\text{N}$	69
Outliers.....	70
Conclusions	77
Acknowledgements.....	77

References	78
Figure captions	92
ANNEXE A.....	104

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1.1. Différences moyennes du $\delta^{15}\text{N}$ ($\Delta\delta^{15}\text{N}$) entre les groupes fonctionnels de consommateurs primaires (en bas à gauche; le nombre de sites est inscrit entre parenthèses), ainsi que les pentes et ordonnées à l'origine des relations $\delta^{15}\text{N}$ - $\delta^{15}\text{N}$ des groupes fonctionnels pour l'ensemble des sites (en haut à droite). Le niveau de corrélation entre les différences moyennes du $\delta^{15}\text{N}$ des groupes fut déterminé à l'aide de tests t (correction de Bonferonni). Les relations significatives ($p < 0.05$) sont présentées en caractères gras. Il est à noter que l'enrichissement isotopique se lit comme étant l'enrichissement des groupes en ligne par rapport aux groupes en colonne. Les pentes et les ordonnées à l'origine sont calculées à partir des groupes en ligne comme variable dépendante et des groupes en colonne comme variable indépendante 38

Tableau 1.2. Coefficients de détermination entre le $\delta^{15}\text{N}$ et les utilisations des terres dominantes. Les régressions ont été effectuées sur la valeur arcsin de la racine carrée des proportions des diverses utilisations 39

Tableau 1.3. Coefficients de détermination entre le $\delta^{15}\text{N}$ et la superficie des terres vouées à l'agriculture par région physiographique. Les régressions ont été effectuées sur la valeur arcsin de la racine carrée des proportions de terres agricoles 40

Tableau 1.4. Coefficients de détermination entre le $\delta^{15}\text{N}$ et les sources d'azote pour les consommateurs primaires (H), les invertébrés prédateurs (I) et les poissons non piscivores

(P). Les régressions ont été effectuées sur les valeurs logarithmiques des variables indépendantes (sources d'azote). Les formes des équations sont $Y=a+bx$ dans le cas de l'azote humain (excréments), $Y=a+bx^2$ dans le cas des fumiers et de l'azote total et $Y=a+bx+cx^2$ dans le cas des fertilisants. Les valeurs des ordonnées à l'origine sont présentées en a, tandis qu'en b et c sont retrouvées les pentes des régressions. 41

Tableau 2.1. Classification des invertébrés recueillis au cours de l'été 2000. Les niveaux trophiques et groupes fonctionnels furent attribués selon Merritt et Cummins (1996), ainsi que Thorp et Covich (1991) 88

Tableau 2.2. Classification des poissons capturés pendant la période estivale 2000. Les sources principales de nourriture sont des algues et détritus (H) ou des invertébrés (I) (Scott and Crossman 1974) 90

Tableau 2.3. Différences moyennes du $\delta^{15}\text{N}$ ($\Delta\delta^{15}\text{N}$) entre les groupes fonctionnels de consommateurs primaires (en bas à gauche; le nombre de sites est inscrit entre parenthèses), ainsi que les pentes et ordonnées à l'origine des relations $\delta^{15}\text{N}$ - $\delta^{15}\text{N}$ des groupes fonctionnels pour l'ensemble des sites (en haut à droite). Le niveau de corrélation entre les différences moyennes du $\delta^{15}\text{N}$ des groupes fut déterminé à l'aide de tests t (correction de Bonferonni). Les relations significatives ($p<0.05$) sont présentées en caractères gras. Il est à noter que l'enrichissement isotopique se lit comme étant l'enrichissement des groupes en ligne par rapport aux groupes en colonne. Les pentes et

les ordonnées à l'origine sont calculées à partir des groupes en ligne comme variable
dépendante et des groupes en colonne comme variable indépendante 91

LISTE DES FIGURES

Figure 1.1. Bassins versants et sites échantillonnés au cours de l'été 2000. Bassins versants: (a) L'Assomption, (b) Bécancour, (c) Chaudière, (d) du Loup, (e) Etchemin, (f) Jacques-Cartier, (g) Maskinongé, (h) Nicolet, (i) Sainte-Anne, (j) Saint-François, (k) Saint-Maurice, (l) Yamaska, (m) Batiscan, ainsi que (n) Achigan et (o) Ouareau (ces deux derniers sont des tributaires de la rivière L'Assomption). Les deux étoiles représentent les sites situés sur les rivières L'Assomption et Chaudière qui sont affectés par des rejets ponctuels (voir texte). Les lignes pleines (caractère gras) représentent les délimitations des trois régions physiographiques, qui sont, respectivement, les Appalaches, (bas), les Basses-Terres du Saint-Laurent (milieu) et le Bouclier Canadien (haut). 42

Figure 1.2. Relations entre le $\delta^{15}\text{N}$ (‰) des invertébrés prédateurs (droite de régression: $y=1.1*x -2.4$; $r^2 = 0.92$, $p < 0.0001$, triangles pleins), le $\delta^{15}\text{N}$ des poissons (droite de régression: $y=0.8*x -2.0$; $r^2 = 0.86$, $p < 0.0001$, cercles vides) et le $\delta^{15}\text{N}$ moyen des consommateurs primaires (‰). Les lignes pleines représentent la relation 1 :1 et la ligne pointillée correspond au facteur de fractionnement prévu entre les consommateurs secondaires et primaires (+3.4‰, Minagawa et Wada 1984). 43

Figure 1.3. Relation entre le $\delta^{15}\text{N}$ (‰) des consommateurs primaires et les concentrations totales d'azote (mg l^{-1}). Les sites 'A' et 'B' correspondent aux sections avals des rivières L'Assomption et Chaudière respectivement (voir texte), tandis que le site 'C' est situé en

aval des villes de Thetford Mines et Black Lake, sur la rivière Bécancour. Les barres d'erreur correspondent à ± 1 E.T..... 44

Figure 1.4. Relations entre le $\delta^{15}\text{N}$ (‰) des consommateurs primaires (a), des invertébrés prédateurs (b), des poissons (c) et du pourcentage d'agriculture pour les Appalaches (triangles pleins), le Bouclier Canadien (cercles pleins) et les Basses-Terres du Saint-Laurent (cercles ouverts). Les droites de régression sont représentées par une ligne à pointillés espacés (Appalaches), une ligne pleine (Bouclier) et une ligne à pointillés rapprochés (Basses-Terres). Les ellipses de confiance à 95% sont également présentées par des traits pleins. Les lettres 'A' et 'B' indiquent les sites de la section aval de la rivière L'Assomption (aval de Joliette) et de la section aval de la rivière Chaudière, respectivement. Les sites 'C' et 'D' sont localisés, respectivement, sur un tributaire agricole de la rivière Etchemin et en aval de la ville de Sherbrooke (rivière Saint-François)..... 45

Figure 1.5. Relations entre a) les charges totales d'azote ($\text{kg N an}^{-1} \text{ km}^{-2}$) et le $\delta^{15}\text{N}$ (‰) et b) les différences de charges d'azote ($\Delta \text{ kg N an}^{-1} \text{ km}^{-2}$) et les différences de $\delta^{15}\text{N}$ (Δ ‰) 46

Figure 1.6. Relations longitudinales entre le $\delta^{15}\text{N}$ (‰) des consommateurs primaires (cercles pleins), des invertébrés prédateurs (triangles), des poissons (cercles ouverts), ou le pourcentage d'agriculture ('x') et la superficie du bassin versant (km^2). Pour chaque site, la superficie du sous-bassin correspond à une mesure de position dans le bassin

versant entier, cette première augmentant parallèlement avec la proximité à l'embouchure.

Les barres d'erreur correspondent à ± 1 E.T..... 47

Figure 1.7. Relation entre la pente du $\delta^{15}\text{N}$ (‰) et le log de la superficie du bassin (km^2) versus la pente du pourcentage d'agriculture (% , transformation arcsin) et le log de la superficie du bassin. La ligne pleine représente la droite de régression. Les lettres représentant les bassins versants sont les mêmes que celles présentées dans les figures 1.1 et 1.6..... 48

Figure 1.8. $\delta^{15}\text{N}$ (‰) des consommateurs primaires (cercles pleins), des invertébrés prédateurs (triangles) et des poissons (cercles ouverts) avant (lignes pointillées) et après (lignes pleines) qu'un système de traitement des eaux (étangs aérés) soit instauré sur la rivière L'Assomption et que la déviation des effluents domestique ait débuté. Les barres d'erreur correspondent à ± 1 E.T..... 49

Figure 1.9. $\delta^{15}\text{N}$ (‰) des consommateurs primaires (cercles pleins), des invertébrés prédateurs (triangles) et des poissons (cercles ouverts) dans a) le bassin versant de la rivière Chaudière en 2000 et b) la section aval de cette même rivière en 2001. Les distances de l'embouchure (km) sont inscrites aux côtés de chaque site. Noter le changement de l'axe des x dans le panneau du bas (2001). Les barres d'erreur correspondent à ± 1 E.T. 50

Figure 1.10. Relations entre l'azote d'origine animale ($\text{kg N an}^{-1} \text{ km}^{-2}$) et a) l'azote d'origine humaine ($\text{kg N an}^{-1} \text{ km}^{-2}$) et b) l'azote provenant des fertilisants ($\text{kg N an}^{-1} \text{ km}^{-2}$). La ligne pleine représente la relation 1:1, tandis que la ligne pointillée correspond à la relation 10:1..... 51

Figure 2.1. Bassins versants et sites échantillonnés au cours de l'été 2000. Bassins versants: (a) L'Assomption, (b) Bécancour, (c) Chaudière, (d) du Loup, (e) Etchemin, (f) Jacques-Cartier, (g) Maskinongé, (h) Nicolet, (i) Sainte-Anne, (j) Saint-François, (k) Saint-Maurice, (l) Yamaska, (m) Batiscan, ainsi que (n) Achigan et (o) Ouareau (ces deux derniers sont des tributaires de la rivière L'Assomption). Les deux étoiles représentent les sites situés sur les rivières L'Assomption et Chaudière qui sont affectés par des rejets ponctuels (voir texte). Les lignes pleines (caractère gras) représentent les délimitations des trois régions physiographiques, qui sont, respectivement, les Appalaches, (bas), les Basses-Terres du Saint-Laurent (milieu) et le Bouclier Canadien (haut) 95

Figure 2.2. Relations entre le $\delta^{15}\text{N}$ (‰) des invertébrés prédateurs (droite de régression: $y=1.1 \cdot x - 2.4$; $r^2 = 0.92$, $p < 0.0001$, triangles pleins), le $\delta^{15}\text{N}$ des poissons (droite de régression: $y=0.8 \cdot x - 2.0$; $r^2 = 0.86$, $p < 0.0001$, cercles vides) et le $\delta^{15}\text{N}$ moyen des consommateurs primaires (‰). Les lignes pleines représentent la relation 1 : 1 et la ligne pointillée correspond au facteur de fractionnement prévu entre les consommateurs secondaires et primaires (+3.4‰, Minagawa et Wada 1984) 96

Figure 2.3. Relations entre le $\delta^{15}\text{N}$ (‰) des consommateurs primaires (a), des invertébrés prédateurs (b), des poissons (c) et du pourcentage d'agriculture pour les Appalaches (triangles pleins), le Bouclier Canadien (cercles pleins) et les Basses-Terres du Saint-Laurent (cercles ouverts). Les droites de régression sont représentées par une ligne à pointillés espacés (Appalaches), une ligne pleine (Bouclier) et une ligne à pointillés rapprochés (Basses-Terres). Les ellipses de confiance à 95% sont également présentées par des traits pleins. Les lettres 'A' et 'B' indiquent les sites de la section aval de la rivière L'Assomption (aval de Joliette) et de la section aval de la rivière Chaudière, respectivement. Les sites 'C' et 'D' sont localisés, respectivement, sur un tributaire agricole de la rivière Etchemin et en aval de la ville de Sherbrooke (rivière Saint-François)..... 97

Figure 2.4. Relation entre le $\delta^{15}\text{N}$ (‰) des consommateurs primaires et les concentrations totales d'azote (mg l^{-1}). Les sites 'A' et 'B' correspondent aux sections avals des rivières L'Assomption et Chaudière respectivement (voir texte), tandis que le site 'C' est situé en aval des villes de Thetford Mines et Black Lake, sur la rivière Bécancour. Les barres d'erreur correspondent à ± 1 E.T..... 98

Figure 2.5. Relations longitudinales entre le $\delta^{15}\text{N}$ (‰) des consommateurs primaires (cercles pleins), des invertébrés prédateurs (triangles), des poissons (cercles ouverts), ou le pourcentage d'agriculture ('x') et la superficie du bassin versant (km^2). Pour chaque site, la superficie du sous-bassin correspond à une mesure de position dans le bassin

versant entier, cette première augmentant parallèlement avec la proximité à l'embouchure.

Les barres d'erreur correspondent à ± 1 E.T..... 99

Figure 2.6. Relation entre la pente du $\delta^{15}\text{N}$ (‰) et le log de la superficie du bassin (km^2) versus la pente du pourcentage d'agriculture (% , transformation arcsin) et le log de la superficie du bassin. La ligne pleine représente la droite de régression. Les lettres représentant les bassins versants sont les mêmes que celles présentées dans les figures 2.1 et 2.5..... 100

Figure 2.7. $\delta^{15}\text{N}$ (‰) des consommateurs primaires (cercles pleins), des invertébrés prédateurs (triangles) et des poissons (cercles ouverts) dans a) le bassin versant de la rivière Chaudière en 2000 et b) la section aval de cette même rivière en 2001. Les distances de l'embouchure (km) sont inscrites aux côtés de chaque site. Noter le changement de l'axe des x dans le panneau du bas (2001). Les barres d'erreur correspondent à ± 1 E.T 101

Figure 2.8. $\delta^{15}\text{N}$ (‰) des consommateurs primaires (cercles pleins), des invertébrés prédateurs (triangles) et des poissons (cercles ouverts) avant (lignes pointillées) et après (lignes pleines) qu'un système de traitement des eaux (étangs aérés) soit instauré sur la rivière L'Assomption et que la déviation des effluents domestique ait débuté. Les barres d'erreur correspondent à ± 1 E.T..... 102

Figure 2.9. Relations prédites entre les flux totaux d'azote et le $\delta^{15}\text{N}$ (‰) de deux effluents localisés sur a) la rivière Chaudière et b) la rivière L'Assomption calculées à l'aide de bilans massiques. Le modèle de mélange isotopique utilisé est expliqué dans le texte 103

CHAPITRE 1 : RÉSUMÉ SUBSTANTIEL DU PROJET

Introduction

Depuis plusieurs années, l'impact écologique des rejets d'origine anthropique sur la qualité des cours d'eau et l'intégrité des écosystèmes aquatiques fait l'objet de préoccupations grandissantes. En Amérique du nord, la déforestation, les rejets d'égouts urbains et industriels, ainsi que les activités agricoles jouent un rôle important dans la détérioration des plans d'eau en y ajoutant une quantité considérable de contaminants et de nutriments. L'azote est un des principaux nutriments rejeté en milieu aquatique qui est relié aux activités humaines (Peierls et al. 1991; Howart 1998; Downing et al. 1999; Chambers et al. 2001). Puisqu'un surplus d'azote peut engendrer l'eutrophisation des écosystèmes aquatiques et affecter leur biodiversité (Rabalais 2002), il est important de bien cerner les principales sources anthropiques de ce nutriment. De plus, les activités humaines génératrices d'azote sont réparties inégalement dans l'espace et sont pratiquées selon une intensité variable, faisant en sorte que leurs impacts spatiaux demeurent difficiles à cerner. Le développement d'un indicateur permettant d'identifier efficacement les sources d'azote et de retracer leurs patrons spatiaux s'avère donc nécessaire.

Le ratio isotopique de l'azote ($\delta^{15}\text{N}$) semble être particulièrement sensible aux apports anthropiques en azote et pourrait se présenter comme un indicateur prometteur des impacts spatiaux liés aux perturbations d'origine humaine du cycle de l'azote (Peterson et Fry 1987, Robinson 2001). De plus, les isotopes stables de l'azote pourraient permettre l'identification des sources anthropiques d'azote en milieu aquatique (Cabana et Rasmussen 1996, McClelland et al. 1997, McClelland et Valiela 1998; Lake et al.

2001; Mayer et al. 2002). L'identification des sources d'azote à l'aide des isotopes serait possible parce que différentes sources peuvent présenter des signaux isotopiques distincts (Kendall 1998). À titre d'exemple, les fertilisants produits à partir de l'azote atmosphérique ont un ratio isotopique similaire à celui de l'air, variant entre -4 et $+4\text{‰}$ ($\sim 0\text{‰}$), tandis que le fumier animal et les rejets de fosses septiques ont une signature beaucoup plus élevée, se situant généralement entre $+10$ et $+25\text{‰}$ (Heaton 1986; Kendall 1998). Cependant, certains processus peuvent engendrer des modifications supplémentaires dans les signatures isotopiques de ces sources. Par exemple, bien que les fertilisants industriels aient un faible $\delta^{15}\text{N}$, un abus de ces derniers engendre une surcharge du milieu en azote qui entraîne une hausse du ratio isotopique plutôt qu'une diminution de ce dernier (Högberg 1990). Cette hausse serait reliée à la présence de processus tels que la dénitrification et la volatilisation qui auraient pour effet d'évacuer les isotopes légers du milieu, alourdissant par le même fait le ratio isotopique (Kellman et Hillaire-Marcel 1998; Kendall 1998; Battaglin et al. 2001; Robinson 2001). Par conséquent, la présence de forts $\delta^{15}\text{N}$ en milieu aquatique pourrait être reliée à la présence de terres agricoles où il y a épandage de fumiers et fertilisants, ainsi qu'à la présence de zones urbaines et aux rejets d'égouts qui en découlent.

Le traçage des sources d'azote en milieu aquatique peut être effectué à l'aide de différents organismes. Par exemple, des recherches antérieures ont utilisé le $\delta^{15}\text{N}$ des plantes, des invertébrés, des poissons et même des canetons dans l'étude d'écosystèmes (McClelland et al. 1997; Harrington et al. 1998; Hebert et Wassenaar 2001; Lake et al. 2001; Udy et Bunn 2001). L'utilisation de niveaux trophiques supérieurs peut être avantageuse, puisque ces organismes intègrent la composition isotopique des aliments

dont ils se nourrissent sur une longue période de temps (Peterson et Fry 1987; Cabana et Rasmussen 1996; Hobson 1999), inversement à l'échantillonnage abiotique traditionnel qui ne dépeint que les caractéristiques à court terme des plans d'eau étudiés. Toutefois, lorsque différents niveaux trophiques sont utilisés, il est important de tenir compte du phénomène de fractionnement isotopique. Le fractionnement isotopique chez les organismes a pour effet d'engendrer un alourdissement progressif du signal isotopique avec la hausse du niveau trophique. Le fractionnement moyen entre les organismes se chiffre à $3.4 \pm 1.1\text{‰}$ (Minagawa et Wada 1984). Ainsi, un prédateur démontrera un enrichissement isotopique d'environ 3.4‰ comparativement à sa proie immédiate. En somme, il est important de comparer les organismes de niveaux trophiques similaires afin de s'assurer que les variations observées dans leur $\delta^{15}\text{N}$ sont dues à des variations à la base de la chaîne alimentaire, plutôt qu'à une variation du niveau trophique.

Pour les fins de l'étude en cours, le $\delta^{15}\text{N}$ détecté dans des invertébrés aquatiques et des petits poissons non piscivores récoltés en rivière a été étudié pour quatre-vingt-trois sites affectés par différents types d'activités anthropiques. L'objectif premier était d'évaluer si les isotopes de l'azote pouvaient permettre l'identification des changements dans l'utilisation des terres entre des bassins versants et à l'intérieur de ces derniers. Pour caractériser ces changements, les variables concernant les utilisations du sol, ainsi que les charges (sources) d'azote déversées dans les bassins sous étude furent utilisées. L'hypothèse suggérant que les variations spatiales du $\delta^{15}\text{N}$ seront influencées par la proportion des affectations du sol présentes au sein d'un bassin versant, ainsi que par les charges d'azote reliées à ces activités fut élaborée. Plus spécifiquement, nous croyons que le $\delta^{15}\text{N}$ des consommateurs primaires, des invertébrés prédateurs et des poissons sera

influencé par les facteurs suivants : 1) la densité de la population humaine, dont les rejets d'égouts pourraient engendrer une augmentation du $\delta^{15}\text{N}$ (Cabana et Rasmussen 1996; McClelland et al. 1997; McClelland et Valiela 1998; Jones et al. 2001; Lake et al. 2001; Mayer et al. 2002); 2) la proportion des terres agricoles, où l'emploi excessif de fertilisants et de fumiers entraînerait de forts taux d'écoulement d'azote et un $\delta^{15}\text{N}$ élevé (Högberg 1990; Harrington et al. 1998; Hebert et Wassenaar 2001; Udy et Bunn 2001); 3) la proportion des zones forestières qui, grâce à l'assimilation et l'immobilisation de l'azote par les plantes et bactéries (Vitousek et Matson 1984; Foster et al. 1989; Groffman et al. 1993), favoriseraient le maintien d'un $\delta^{15}\text{N}$ faible.

Matériel et méthodes

Sites d'étude

Les organismes furent échantillonnés au cours de l'été 2000, entre les mois de mai et d'août, dans 14 bassins versants localisés entre les villes de Montréal et de Québec et se déversant dans le fleuve Saint-Laurent (Fig. 1.1). Un nombre de quatre-vingt-trois stations situées en zone d'écoulement rapide a été sélectionné en fonction des divers types d'affectations du sol présents sur le territoire. Quarante-huit de ces stations étaient localisées à moins de 6 kilomètres des stations de mesures physico-chimiques du Ministère de l'Environnement du Québec (voir Painchaud 1997). Onze stations localisées sur les rivières Yamaska (eutrophe) et du Loup (oligotrophe à eutrophe) furent échantillonnées à deux reprises (début juin et fin août) afin d'étudier les variations saisonnières dans les signatures isotopiques des invertébrés et des poissons récoltés. Quatre sites échantillonnés en 2000 et situés sur les rivières L'Assomption et Chaudière

furent échantillonnés à nouveau en 2001, tandis que quatre nouveaux sites situés sur la rivière Chaudière furent échantillonnés en septembre 2001. Pour les fins du projet, une station fut éliminée, celle-ci présentant un bassin versant de seulement 3 km², soit plus de dix fois moindre que le second plus petit bassin. Ainsi, les résultats et les conclusions tiendront compte de 82 stations localisées dans 13 bassins versants.

Échantillonnage et identification

La collecte des organismes a été réalisée au centre du chenal principal de chaque site étudié, à l'aide de filets troubleaux. Les organismes capturés comprenaient des larves d'insectes aquatiques, d'autres types d'invertébrés aquatiques (sangues, moules, escargots, crustacés), ainsi que des petits poissons non piscivores (<12 cm). Les consommateurs primaires furent récoltés pour les 83 sites à l'étude, cependant, les invertébrés prédateurs et les poissons furent récoltés seulement pour 77 et 66 sites, respectivement. Les organismes récoltés furent préservés dans des glacières et congelés moins de 8 heures après leur capture. Ils furent décongelés au moment de leur tri et de leur identification, qui fut réalisée à la famille ou au genre dans le cas des invertébrés et à l'espèce pour ce qui est des poissons (Scott et Crossman 1974; Thorp et Covich 1991; Merritt et Cummins 1996). Une fois identifiés, les organismes furent séchés au four pendant un minimum de quarante-huit heures à 60°C, puis broyés en une fine poudre homogène. Les petits organismes abondants tels que les gammaridae ou hydropsychidae pouvaient représenter jusqu'à 86 individus par échantillon, tandis qu'un seul organisme entier était utilisé dans le cas d'invertébrés prédateurs plus volumineux (corydalidae, perlidae et gomphidae, par exemple).

Analyse isotopique

Une fois broyés, les échantillons furent envoyés pour analyse isotopique à l'Université du Nouveau-Brunswick, où leur composition isotopique fut analysée à l'aide d'un spectromètre de masse de marque Finnigan-Mat Delta Plus (1999) suivant cette équation:

$$\delta^{15}\text{N} = [({}^{15}\text{N}/{}^{14}\text{N}_{\text{échantillon}}/{}^{15}\text{N}/{}^{14}\text{N}_{\text{standard}}) - 1] * 1000 \quad (1)$$

où le ratio exprime la différence relative en parties par millier (‰) entre la composition de l'échantillon et celle d'un élément de référence standard, qui, par convention, est l'azote atmosphérique (N₂). Un sous-ensemble d'échantillons fut dupliqué et présentait un écart-type moyen de 0.12 ‰ pour 93 paires d'échantillons.

Délimitation des bassins versants et caractérisation des affectations du sol

Les délimitations des bassins versants pour les quatre-vingt-trois sites échantillonnés furent tracées à l'aide des logiciels ArcInfo 8.0.2. (ESRI Inc. 2000) et TOPAZ 1.20 (Martzl et Garbrecht 1997). Les feuillets numériques utilisés pour tracer les bassins provenaient du Ministère des Ressources naturelles du Canada (Base Nationale de Données Topographiques 1996-1997) et comprenaient le réseau hydrographique et les courbes topographiques des secteurs étudiés.

La caractérisation des utilisations du sol fut réalisée à l'aide de MapInfo 5.5 (MapInfo Corporation 1999). Les informations portant sur les proportions de terres agricoles, forestières et urbaines ont été tirées de bases de données portant sur les utilisations des terres dominantes (Ressources Naturelles Canada 2000). Les informations portant sur les sources d'azote, quant à elles, provenaient de données sur les densités animales, humaines (Statistiques Canada 1996 (Recensement de l'agriculture et E-Stat)), et sur les fertilisants appliqués (Ministère de l'Environnement 1995) à l'échelle de la municipalité. Plus spécifiquement, les quantités d'azote rejetées par ces activités furent estimées à l'aide d'informations concernant les quantités moyennes d'azote excrétées par les animaux de ferme (Groupe GEAGRI Inc.), par les humains (4.4 kg N an^{-1} ; voir Meybeck 1982) et les quantités d'azote présentes dans les fertilisants vendus par municipalité (Ministère de l'Environnement, Direction des politiques du secteur agricole). Les informations obtenues par municipalité furent transposées à l'échelle des bassins versants en additionnant les informations contenues dans chaque municipalité située à l'intérieur des limites d'un bassin. Pour ce qui est des municipalités partiellement localisées dans un bassin versant, l'information fut divisée de façon proportionnelle à la superficie localisée à l'intérieur des limites de ce bassin.

Les bases de données physico-chimiques portant sur les concentrations en azote présentes dans les cours d'eau ont été fournies par le Ministère de l'Environnement du Québec (1979 à 2001) et les concentrations totales d'azote ont été calculées à partir des moyennes annuelles par site pour l'ensemble de ces années et ce, pour les quarante-huit stations dont les données étaient disponibles. Les concentrations d'azote calculées portent

sur plusieurs années, ce qui permet de cibler les tendances à long terme du cycle de l'azote. Le calcul des concentrations a aussi été réalisé à court terme (de 1995 à 2000) pour un moins grand nombre de sites et ne présentait qu'une très faible différence avec les calculs portant sur les années 1979 à 2001, ce qui suggère que les concentrations à long terme sont représentatives des conditions actuelles. La classification des sites par zone physiographique fut réalisée suivant les délimitations des divisions géologiques du Québec (Service de la recherche en sol 1977). Finalement, la superficie des sous-bassins fut utilisée en guise de mesure de la position amont-aval à l'intérieur d'un même bassin, la superficie augmentant avec la proximité à l'embouchure.

Analyses statistiques

Les relations entre le $\delta^{15}\text{N}$ et les variables liées à l'utilisation du sol furent examinées à l'aide d'analyses de variance et de régressions simples ou multiples (SYSTAT 8.0, SPSS Inc. 1998; SAS 8.00, SAS Institute Inc. 1999). La normalité et l'homoscédasticité des données ont été vérifiées et les variables ont été transformées lorsque nécessaire. Tous les coefficients de détermination incluant les proportions des affectations des terres (agriculture, forêt et zones urbaines) tiennent compte de la transformation arcsin de ces proportions (arcsin de la racine carrée des proportions; Zar 1999).

Résultats

Tendances isotopiques générales

Le $\delta^{15}\text{N}$ des consommateurs primaires récoltés en 2000 variait significativement entre les sites à l'étude (de 1.8 à 15.0‰), les rivières et les sites comptant pour 87.5% de la variation totale (analyse de variance à deux critères considérant les sites et les rivières; Sites : $F=22.4$, $df=69$, 570, $p<0.0001$, Rivières : $F=202.5$, $df=12$, 570, $p<0.0001$). La majorité de la variance était donc engendrée par des variations spatiales plutôt que par des variations entre les espèces utilisées. En effet, seule une très faible proportion de la variation (moins de 1.0 %) était reliée à l'utilisation de divers groupes fonctionnels (analyse de variance emboîtée ; $F=1.3$, $df=184$, 651, $p>0.05$).

Un groupe fonctionnel représente un ensemble d'organismes démontrant des habitudes ou fonctions alimentaires similaires. Par exemple, cinq groupes de consommateurs primaires caractérisaient les sites à l'étude. Ces derniers étaient des filtreurs qui filtrent les particules dont ils se nourrissent (des moules, par exemple), des collecteurs-filtreurs et des ramasseurs-collecteurs qui collectent les particules, des déchiqueteurs qui déchiquettent leur nourriture provenant notamment de matière allochtone (feuilles d'arbres, par exemple), ainsi que des brouteurs qui broutent les algues présentes sur les roches.

La différence moyenne du $\delta^{15}\text{N}$ entre les paires de groupes fonctionnels de consommateurs primaires se situait entre 0.06 et 0.91‰ (moyenne=0.43, e.t.=0.18) pour l'ensemble des sites et les régressions entre les paires de groupes étaient fortement positives ($r^2>0.77$, $p<0.0001$). Les collecteurs-filtreurs et les ramasseurs-collecteurs

affichaient des $\delta^{15}\text{N}$ légèrement enrichis comparativement aux brouteurs, déchiqueteurs et filtreurs. Cependant, bien que plusieurs de ces différences étaient statistiquement significatives (tests t; Tableau 1.1), ces dernières demeuraient relativement petites comparativement aux variations totales du $\delta^{15}\text{N}$.

Le $\delta^{15}\text{N}$ des invertébrés prédateurs et des poissons était fortement relié au $\delta^{15}\text{N}$ des consommateurs primaires pour les sites à l'étude (Fig. 1.2). Les deux groupes de consommateurs secondaires étaient également enrichis en ^{15}N par rapport aux consommateurs primaires ($\Delta\delta^{15}\text{N}$ de +1.8‰, e.t.=0.1, n=76 et +4.3‰, e.t.=0.1, n=65, pour les invertébrés prédateurs et les poissons respectivement).

De plus, le $\delta^{15}\text{N}$ des consommateurs primaires augmentait en fonction de l'élévation des concentrations totales d'azote mesurées dans l'eau des rivières (Fig. 1.3), bien que cette relation se soit avérée non significative ($p>0.05$), puisque influencée par maints résidus statistiques (voir paragraphes ultérieurs).

En dernier lieu, une analyse de variance utilisant la rivière et le mois comme critère de sélection a permis de démontrer qu'aucune variation saisonnière positive ($p>0.05$) ne fut enregistrée pour les sites des rivières du Loup et Yamaska (sites oligotrophes et eutrophes).

Variation spatiale du $\delta^{15}\text{N}$ entre les rivières : caractérisation du territoire et sources d'azote

Le $\delta^{15}\text{N}$ moyen des consommateurs primaires récoltés pour l'ensemble des rivières était positivement corrélé au pourcentage de terres vouées à l'agriculture et négativement corrélé aux proportions de terres forestières (Tableau 1.2) et ce, de façon

hautement significative ($r^2 > 0.69$, $p < 0.0001$). Le $\delta^{15}\text{N}$ des consommateurs primaires était aussi corrélé positivement avec la présence de zones urbaines. Cette relation plus faible (coefficient de détermination moins élevé), comparativement aux zones forestières et agricoles, pourrait être générée par l'utilisation de l'étendue de la zone urbaine plutôt que la densité humaine. Effectivement, lorsque la densité humaine fut utilisée, le coefficient de détermination présenta une augmentation (Tableau 1.2). Le $\delta^{15}\text{N}$ des invertébrés prédateurs et des poissons variait également avec les superficies de terres agricoles, forestières et urbaines, bien que les proportions de la variance expliquée par le modèle de régression soient légèrement plus faibles que celles mesurées chez les consommateurs primaires (Tableau 1.2). Cette relation plus faible pourrait être attribuable à une plus grande mobilité des consommateurs supérieurs, comparativement aux consommateurs primaires, ce qui ferait d'eux de moins bons indicateurs des conditions isotopiques locales.

La superficie des terres agricoles, qui présentait une relation fortement significative avec le $\delta^{15}\text{N}$, fut utilisée afin d'évaluer, de façon plus précise, l'impact des différentes zones physiographiques sur les variations du $\delta^{15}\text{N}$. La relation entre le $\delta^{15}\text{N}$ des organismes et les proportions de terres agricoles est demeurée hautement significative lorsque chaque région physiographique fut considérée séparément (Tableau 1.3). De plus, aucune différence significative ne fut démontrée entre les pentes et les élévations des régressions pour les trois zones (Fig. 1.4; $p > 0.05$), suggérant une réponse similaire du $\delta^{15}\text{N}$ aux apports en azote, peu importe les caractères géologiques présents.

Le $\delta^{15}\text{N}$ de tous les organismes était aussi significativement corrélé avec les charges de fumier, d'azote humain (excrétions) et de fertilisants (Tableau 1.4).

L'augmentation du ratio se faisait donc en parallèle avec l'accroissement des quantités d'azote déversées. Les fumiers et les fertilisants expliquaient une plus grande partie de la variation que l'azote humain et une analyse de régression pas à pas (rejet des variables à $p > 0.05$) permit de déterminer que seuls les fumiers jouaient un rôle déterminant sur les variations du $\delta^{15}\text{N}$. Le $\delta^{15}\text{N}$ était également fortement corrélé aux charges d'azote totales (toutes sources confondues) déversées dans les bassins versants pour les trois groupes trophiques (Tableau 1.4; Fig. 1.5a). Comparativement aux charges totales, les différences de charges en azote (différence entre la charge mesurée pour un site positionné en amont et celle mesurée pour un site situé en aval de ce premier) n'étaient pas significativement reliées aux différences de $\delta^{15}\text{N}$ (même procédure que pour les charges) entre les sites pour les consommateurs primaires ($p > 0.05$, Fig. 1.5b), ce qui suggère que l'impact spatial des charges d'azote appliquées sur un territoire n'est pas local mais est plutôt ressenti loin en aval.

Variation longitudinale du $\delta^{15}\text{N}$ à l'intérieur des rivières

À l'intérieur des rivières, le $\delta^{15}\text{N}$ moyen des consommateurs primaires tendait à augmenter progressivement ou à demeurer constant d'amont en aval, suivant le développement agricole (Fig. 1.6). Dix des douze rivières à l'étude présentaient une augmentation des superficies à vocation agricole de l'amont vers l'aval et six de ces dix premières démontraient également une augmentation du $\delta^{15}\text{N}$. Deux rivières ne démontraient aucune augmentation de la superficie des terres agricoles en fonction de l'accroissement de la superficie du bassin versant (Fig. 1.6b, k). Pour ces rivières, le $\delta^{15}\text{N}$ des consommateurs primaires demeurait aussi constant. Une régression linéaire effectuée

entre la pente de la relation du $\delta^{15}\text{N}$ et de la superficie du bassin versant versus la pente de la relation de la superficie des terres agricoles et de la superficie du bassin (Fig. 1.7) confirma l'augmentation significative du $\delta^{15}\text{N}$ observée dans les profils longitudinaux suivant l'élévation du pourcentage de terres agricoles et ce, de l'amont vers l'aval ($r^2=0.80$, $p<0.0001$). En somme, les variations du $\delta^{15}\text{N}$ semblent être corrélées avec le pourcentage de terres agricoles, les deux variables tendant à augmenter parallèlement de l'amont vers l'aval ou à demeurer constantes. Toutefois, quelques rivières ne présentèrent pas cette tendance, le $\delta^{15}\text{N}$ diminuant légèrement (Fig. 1.6g, j) ou fortement (Fig. 1.6a, c) sans diminution proportionnelle du pourcentage de terres vouées à l'agriculture.

Enquête sur deux anomalies du $\delta^{15}\text{N}$

Deux rivières (L'Assomption et Chaudière, Fig. 1.6a,c) présentaient une diminution subite du $\delta^{15}\text{N}$ moyen des consommateurs primaires (4.2 et 5.3 ‰, respectivement) dans leur section avale en 2000, sans diminution parallèle des superficies de terres agricoles. Cette diminution fut aussi observée chez les organismes supérieurs (diminution de 5.0‰ et 6.4‰ pour les invertébrés prédateurs capturés sur la rivière L'Assomption et pour les poissons recueillis sur la rivière Chaudière, respectivement). Les poissons non piscivores capturés dans la section avale de la rivière Chaudière présentaient également une signature isotopique fort variable, s'étalant entre 4.7‰ (*Rhinichthys cataractae*) et 9.0‰ (*Etheostoma nigrum*). De plus, les deux sites ressortaient aussi en tant qu'anomalies pour les relations présentées aux figures 1.3 et 1.4. Une enquête locale permit de découvrir que ces sites étaient affectés par des rejets

ponctuels de matière organique (rejets domestiques et rejets industriels provenant d'une usine d'équarrissage pour les rivières L'Assomption et Chaudière, respectivement).

Deux mois après l'échantillonnage original, nous avons appris que les rejets domestiques déversés dans la rivière L'Assomption, immédiatement en aval de la ville de Joliette, avaient été interrompus. Plus précisément, ils avaient été redirigés vers un système de traitement des eaux nouvellement implanté (étangs aérés). Inversement, les rejets industriels déversés dans la rivière Chaudière n'avaient pas cessés. Ces constatations nous amenèrent à formuler l'hypothèse que, suite à l'interruption des rejets dans la rivière L'Assomption, nous allions observer une augmentation du $\delta^{15}\text{N}$ vers des valeurs plus représentatives du développement agricole présent dans le bassin versant, hausse qui ne serait pas observée sur la rivière Chaudière. Nous avons également voulu, à ce point, mieux cerner l'impact spatial des rejets provenant de l'usine d'équarrissage sur la rivière Chaudière en échantillonnant plus étroitement des sites localisés en amont et en aval du point de rejet. Par conséquent, quatre sites localisés sur les rivières L'Assomption (2) et Chaudière (2) furent échantillonnés à nouveau en 2001, tandis que quatre nouveaux sites furent échantillonnés sur la Chaudière.

L'échantillonnage effectué en septembre 2001 sur la rivière L'Assomption, un an après la mise en fonction des étangs aérés, démontra une hausse significative des valeurs de $\delta^{15}\text{N}$ chez les consommateurs primaires capturés dans la section affectée (comparaison *a priori* à un degré de liberté; $F=100.2$, $df=1, 25$, $p<0.0001$; Fig. 1.8). De plus, une élévation significative, mais beaucoup moins grande que celle mesurée dans la section avale, fut recensée en amont du point de rejet ($\delta^{15}\text{N}=6.0\text{‰}$, $e.t.=0.54$, $n=6$ et 7.1‰ , $e.t.=0.26$, $n=8$ en 2000 et 2001, respectivement; $F=5.6$, $df=1, 25$, $p<0.05$). Pour ce qui est

des consommateurs secondaires, ceux-ci ont aussi démontré une augmentation significative du $\delta^{15}\text{N}$ en aval ($F=33.81$, $dl=1$, 22 , $p<0.0001$). Par contre, aucune élévation significative ne fut recensée en amont ($p>0.05$), ce qui suggère que les variations observées en aval sont causées par la déviation des rejets vers la station de traitement des eaux et non par d'autres phénomènes se produisant plus en amont de la ville.

Le $\delta^{15}\text{N}$ mesuré dans la section aval de la rivière Chaudière en 2001 est, quant à lui, demeuré bas pour les trois groupes trophiques (Fig. 1.9b). Le $\delta^{15}\text{N}$ des consommateurs primaires était très bas directement au point de rejet (-0.8‰) et n'augmentait que légèrement en aval (1.5‰ à 1.5 km en aval). Les valeurs de $\delta^{15}\text{N}$ observées chez les consommateurs primaires variaient de façon significative entre les sites situés en amont et en aval du point de rejet (comparaison *a priori* à un degré de liberté; $F=361.7$, $dl=1$, 25 , $p<0.0001$), suggérant une hétérogénéité entre les sites qui serait associée au changement abrupt des valeurs entraîné par les rejets industriels. Les sites localisés en aval du rejet présentaient aussi des variations spatiales significatives ($F=8.2$, $dl=1$, 25 , $p<0.01$), probablement causées par une augmentation du $\delta^{15}\text{N}$ vers l'aval, tandis qu'aucune variation significative ne fut enregistrée entre les sites situés en amont ($p>0.05$). Pour ce qui est des organismes supérieurs, ces derniers démontraient aussi une diminution de leur $\delta^{15}\text{N}$ de l'amont vers l'aval. De plus, le $\delta^{15}\text{N}$ des poissons était très variable immédiatement en amont (500 m) et en aval (1.5 km) du rejet (par exemple, *Rhinichthys cataractae*: 4.0‰ ; *Catostomus commersoni*: 16.1‰).

Aucune variation inter annuelle ne fut enregistrée pour le site localisé un peu plus de 30 km en amont du point de rejet entre 2000 et 2001 ($p>0.05$). Cependant, les valeurs mesurées dans la section aval (à 1.5 km du rejet) étaient significativement plus basses en

2001 qu'en 2000 ($F=6.89$, $df=1, 8$, $p<0.05$), ce qui suggère un accroissement potentiel des rejets d'azote en 2001.

En dernier lieu, d'autres anomalies furent identifiées sur les rivières Saint-François (Fig. 1.4 (site 'D') et Fig. 1.6j) et Bécancour (Fig. 1.3 (site 'C') et 1.6b) et seront étudiées dans le futur. Ces deux anomalies, qui correspondent à des stations localisées immédiatement en aval de grandes villes (Sherbrooke et Thetford Mines-Black Lake pour les rivières Saint-François et Bécancour, respectivement), présentent des $\delta^{15}\text{N}$ plus faibles que ceux prédits par les modèles et suggèrent la présence potentielle de rejets non traités comme dans le cas de la rivière L'Assomption.

Discussion

Variation du $\delta^{15}\text{N}$ entre les groupes fonctionnels et trophiques

Les résultats démontrent une variation du $\delta^{15}\text{N}$ significative, quoique modeste, entre les groupes fonctionnels de consommateurs primaires ($<1\text{‰}$ entre les groupes, comparativement à $>13\text{‰}$ entre les sites). Le $\delta^{15}\text{N}$ des collecteurs-filtreurs était significativement enrichi comparativement au $\delta^{15}\text{N}$ des détritivores, filtreurs et brouteurs, tandis que celui des ramasseurs-collecteurs était enrichi par rapport aux détritivores et aux filtreurs (Tableau 1.1). Cet enrichissement pourrait être attribuable à une ingestion de nourriture d'origine animale par les collecteurs, ayant pour conséquence d'élever légèrement leur niveau trophique. L'ingestion de nourriture animale par des invertébrés non prédateurs a déjà été documentée (Cummins 1973; Anderson 1976; Cummins et Klug 1979). De plus, la variabilité dans le $\delta^{15}\text{N}$ des organismes herbivores a été observée par divers auteurs. Vander Zanden et Rasmussen (2001) ont, notamment, noté un

fractionnement variable entre les plantes et les herbivores et ont attribué ce fractionnement à des différences dans les capacités d'assimilation et dans le métabolisme de ces derniers. Zah et al. (2001) ont aussi observé des variations dans la signature des consommateurs primaires au sein de leurs sites d'étude et ont relié celles-ci à l'ingestion de nourriture animale par les collecteurs. Cette constatation est comparable à nos observations qui suggèrent que les collecteurs présenteraient un niveau trophique plus élevé que les autres consommateurs primaires. Finalement, ce phénomène d'omnivorie observé chez les invertébrés aquatiques pourrait aussi expliquer le faible taux de fractionnement observé entre les invertébrés prédateurs et leurs proies (moins de 3.4‰; Fig. 1.2).

Variation spatiale du $\delta^{15}\text{N}$: caractérisation générale

Les résultats indiquent que le $\delta^{15}\text{N}$ des consommateurs primaires, des invertébrés prédateurs et des poissons est influencé par la présence d'agriculture, de zones urbaines et de forêts dans le bassin versant.

En premier lieu, les résultats montrent que le $\delta^{15}\text{N}$ augmente en fonction de l'accroissement du pourcentage de terres agricoles, augmentation qui s'avère également significative à l'intérieur de chaque zone physiographique (Tableaux 1.2 et 1.3). Inversement, le $\delta^{15}\text{N}$ des rivières ne présentant aucune augmentation des superficies à vocation agricole demeurerait stable (Fig. 1.6). Cette observation s'appliquait aussi à l'intérieur de chaque rivière, où le $\delta^{15}\text{N}$ tendait à s'élever de l'amont vers l'aval, suivant la hausse des proportions de terres à vocation agricole (Fig. 1.7). Plusieurs études ont observé des relations similaires entre le $\delta^{15}\text{N}$ d'organismes indicateurs et les

pourcentages d'agriculture (Harrington et al. 1998, Hebert et Wassenaar 2001, Udy et Bunn 2001). La hausse du $\delta^{15}\text{N}$ en milieu agricole peut être reliée à l'application massive de fumiers à forts $\delta^{15}\text{N}$ (+10 à +25‰; Heaton 1986; Kendall 1998) et de fertilisants. Bien que les fertilisants aient de faibles $\delta^{15}\text{N}$ (-4 à +4‰), une surcharge de ces derniers peut engendrer un accroissement des valeurs du $\delta^{15}\text{N}$ (Högberg 1990). Cette hausse serait attribuable à la présence de hauts taux de dénitrification ou de volatilisation favorisant l'évacuation des isotopes légers et l'alourdissement subséquent du signal isotopique (Kellman et Hillaire-Marcel 1998; Kendall 1998; Battaglin et al. 2001; Robinson 2001).

Les résultats proposent aussi que la présence de forêts, inversement à l'agriculture, tend à préserver de faibles valeurs de $\delta^{15}\text{N}$. L'importance des forêts et des bandes riveraines dans l'abaissement des quantités de nutriments transportés vers les cours d'eau a déjà été bien documentée (Peterjohn et Correll 1984; Gregory et al. 1991; Osborne et Kovacic 1993; Cey et al. 1999) et l'immobilisation de l'azote par les plantes et les bactéries en milieux forestiers (Vitousek et Matson 1984) serait responsable du maintien de faibles valeurs de $\delta^{15}\text{N}$.

En troisième lieu, les résultats indiquent une élévation du $\delta^{15}\text{N}$ avec la présence de zones urbaines. Ils suggèrent également que la densité humaine serait un meilleur indicateur des variations du $\delta^{15}\text{N}$ que la superficie des zones urbaines, puisque c'est la quantité de gens par unité de surface qui a impact sur les rejets d'azote et non leur étendue. Tout comme nos résultats, plusieurs études antérieures ont observé une élévation du ratio isotopique avec la hausse des densités de population ou l'accroissement des zones urbaines (Cabana et Rasmussen 1996; McClelland et al. 1997; Costanzo et al.

2001; Jones et al. 2001; Lake et al. 2001; Mayer et al. 2002). L'élévation du $\delta^{15}\text{N}$ en milieu urbain serait attribuable à la présence de rejets d'égouts contenant des excréments humains à forts $\delta^{15}\text{N}$ ($>10\text{‰}$) et aux déchets azotés qui, suivant des phénomènes de volatilisation et d'ammonification, présentent des ratios élevés (Kreitler et Browning 1983; Aravena 1993; Cabana et Rasmussen 1996). Finalement, le coefficient de détermination plus faible entre le $\delta^{15}\text{N}$ et les proportions de zones urbaines, comparativement aux relations avec l'agriculture et les forêts, pourrait être engendré par l'utilisation de différents types de traitement des eaux usées (voir rivière L'Assomption plus bas). Par exemple, l'intensité des processus comme la volatilisation, la dénitrification ou l'ammonification pourrait varier d'un type de traitement à un autre et, par le même fait, engendrer un fractionnement variable du ratio isotopique, ce qui entraînerait des signaux divergents.

En dernier lieu, il est important de prendre en considération la forte intercorrélation entre la présence de forêts, d'agriculture et de zones urbaines. En effet, l'élargissement des superficies vouées à l'agriculture et aux zones urbaines se fait au détriment des zones forestières. Une augmentation du $\delta^{15}\text{N}$ pourrait donc être significativement reliée, à la fois, à une augmentation des superficies agricoles et à une diminution des superficies forestières. Or, une faible élévation du $\delta^{15}\text{N}$ dans les lacs adjacents à des bassins où la forêt avait été coupée fut observée dans une étude antérieure (Garcia 2001), suggérant que c'est le remplacement des forêts par les terres agricoles et urbaines qui augmente le $\delta^{15}\text{N}$ et non pas la simple réduction des surfaces forestières. Ainsi, pour éviter le problème d'intercorrélation mentionné plus haut, il serait préférable d'utiliser le pourcentage de terres agricoles, qui présente un coefficient de détermination

plus élevé que le pourcentage de zones urbaines, en tant que principale variable descriptive des variations du $\delta^{15}\text{N}$.

Outre les affectations du sol, les facteurs géologiques et géomorphologiques liés à la physiographie seraient d'autres éléments susceptibles d'engendrer des variations spatiales du $\delta^{15}\text{N}$. Quelques études antérieures ont noté une forte influence des facteurs géologiques et des utilisations du sol sur diverses variables concernant la qualité des eaux, telles que les sédiments, les nutriments et la structure des communautés (Richards et al. 1996; Johnson et al. 1997; McMahon et Harned 1998; Leland et Porter 2000; Sliva et Williams 2001). Dans l'étude présente, les résultats démontrent des relations significatives entre le $\delta^{15}\text{N}$ et le pourcentage de terres agricoles pour les trois régions physiographiques considérées séparément. Si les facteurs d'ordre géologique avaient joué un rôle majeur sur la variation du $\delta^{15}\text{N}$, nous aurions observé une faible relation entre le $\delta^{15}\text{N}$ et l'agriculture à l'intérieur de chaque région. Or, le $\delta^{15}\text{N}$ demeure fortement lié à l'agriculture, peu importe la région, appuyant l'hypothèse que les facteurs géologiques joueraient un rôle négligeable sur les variations du $\delta^{15}\text{N}$.

Variation spatiale du $\delta^{15}\text{N}$: sources d'azote

Les résultats indiquent une forte corrélation entre les charges d'azote et le $\delta^{15}\text{N}$. Plus précisément, ils suggèrent que ce sont les charges de fumiers qui ont un impact dominant sur les variations spatiales du $\delta^{15}\text{N}$. Plusieurs études ont tenté d'identifier les sources dominantes d'azote dans divers bassins versants et ont conclu, respectivement, que se sont soit les fumiers (Johnes et al. 1996; Berka et al. 2001), les fertilisants (Howart

1998; Howart et al. 2002), ou encore, la densité de la population (Osborne et Wiley 1988; Peierls et al. 1991, Bowen et Valiela 2001) qui régissent les quantités d'azote écoulées vers les rivières. Plus spécifiquement, pour ce qui est du ratio isotopique de l'azote, quelques auteurs, qui ont étudié l'impact de différentes sources d'azote sur le $\delta^{15}\text{N}$, ont associé la hausse de ce dernier à des rejets d'égouts urbains et, de façon moindre, à la présence de fumiers (McClelland et al. 1997; McClelland et Valiela 1998; Mayer et al. 2002). La présente étude identifie les fumiers comme étant la principale cause de l'augmentation du $\delta^{15}\text{N}$ en rivière. La différence entre ces résultats et ceux obtenus, par exemple, au cours de l'étude de McClelland et al. (1997), pourrait être reliée au fait que les bassins versants étudiés par ces derniers sont dominés par la présence de zones urbaines (région de Cape Cod), ce qui pourrait engendrer un effet de dilution de l'azote provenant des fertilisants ou des fumiers qui représentent des sources moins importantes. Ces derniers rapportent, en effet, que les proportions d'azote provenant d'égouts urbains sont élevées (jusqu'à 65%) dans les bassins non forestiers, comparativement aux proportions liées aux fertilisants (maximum de 26%). De la même façon, les très grandes quantités de fumiers épandues sur le territoire à l'étude pourraient diluer l'azote provenant des rejets urbains et des fertilisants et rendre leur impact négligeable. À titre d'exemple, la figure 1.10 démontre, effectivement, que l'azote qui origine des animaux d'élevage équivaut, dans plusieurs cas, à plus de 10 fois l'azote produit par les humains (1.10a). Cette figure démontre aussi la présence d'une forte corrélation entre l'épandage de fumiers et de fertilisants (1.10b), mais aussi, une forte corrélation entre l'azote animal et humain. Cela pourrait suggérer une proximité des zones urbaines aux sources de

nourriture (agriculture et élevage), la population étant plus grande dans les bassins versants où l'élevage semble plus intensif.

En dernier lieu, l'absence de relation significative entre les différences de $\delta^{15}\text{N}$ et des charges d'azote présentée dans les résultats (Fig. 1.5b) suggère que, pour une section donnée d'un bassin versant, ce ne sont pas les charges relatives à cette section qui expliquent le $\delta^{15}\text{N}$, mais plutôt l'ensemble des charges appliquées en amont de cette section. Ce phénomène pourrait être causé par le débit généralement important qui caractérise les rivières étudiées et qui aurait pour effet d'entraîner les charges d'azote vers l'aval. De plus, d'autres facteurs locaux, comme la présence de bandes riveraines atténuant l'impact des charges d'azote, pourraient également affaiblir la relation entre les différences de charges et les différences de $\delta^{15}\text{N}$.

Anomalies

Les résultats ont démontré une forte diminution du $\delta^{15}\text{N}$ de tous les organismes aquatiques dans la section aval des rivières L'Assomption et Chaudière. Cette diminution pourrait être reliée à une réduction des quantités d'azote rejetées dans l'eau et pourrait témoigner d'une amélioration de la qualité de l'eau. Par exemple, il a été documenté que la création d'une bande riparienne forestière peut réduire la quantité d'azote qui s'écoule vers les cours d'eau (Peterjohn and Correll 1984; Osborne and Kovacic 1993; Cey et al. 1999) et, par le même fait, améliorer la qualité de ces derniers. Or, les concentrations en azote des deux sites à l'étude demeuraient élevées (Fig. 1.3), ce qui ne suggérerait pas une réduction des rejets azotés. Des enquêtes locales ont plutôt

révéle que les deux rivières étaient affectées par des rejets industriels et urbains effectués dans leur section aval.

Rivière L'Assomption

Lors du premier échantillonnage en juin 2000, la section aval de la rivière L'Assomption était affectée par d'importants rejets de déchets domestiques provenant de la ville de Joliette (~17500 habitants). Ces déchets étaient rejetés directement dans la rivière jusqu'à ce qu'en août 2001, un tuyau de déviation dirige ces rejets vers un système de traitement des eaux (étangs aérés). Suite à la mise en opération de ce système, les valeurs de $\delta^{15}\text{N}$ en aval de Joliette se sont mises à augmenter significativement pour tous les organismes. Inversement, les valeurs moyennes de $\delta^{15}\text{N}$ mesurées en amont de la ville ne présentèrent qu'une très faible variation temporelle chez les consommateurs primaires (1.1‰ versus 4.8‰ en aval) et aucune variation significative chez les invertébrés prédateurs. Cette constance du $\delta^{15}\text{N}$ en amont de la ville permet de confirmer que les changements dans le $\delta^{15}\text{N}$ sont liés à l'implantation de la station de traitement et non à d'autres facteurs présents en amont. Ainsi, l'augmentation du $\delta^{15}\text{N}$ des organismes dans la section aval serait due à la déviation des effluents vers les étangs aérés.

Maintes études ont démontré que les rejets d'égouts tendent à augmenter le $\delta^{15}\text{N}$ (Cabana et Rasmussen, 1996; McClelland et al., 1997; McClelland et Valiela 1998; Costanzo et al. 2001; Jones et al., 2001; Lake et al., 2001, Mayer et al. 2002), cependant, nos résultats démontrent une diminution de ce dernier. Cette diminution pourrait s'expliquer par le fait que la matière organique rejetée dans la rivière L'Assomption provient de déchets terrestres non traités dont le $\delta^{15}\text{N}$ serait plus faible (Hebert et al.

1999) que celui présent dans l'eau de la rivière. Cette dernière est, en effet, affectée par des activités agricoles qui élèvent son $\delta^{15}\text{N}$. La matière organique déversée dans la rivière étant non traitée, il serait possible qu'elle ait été intégrée dans la chaîne alimentaire aquatique avant d'avoir été soumise à des phénomènes d'ammonification ou de volatilisation, processus susceptibles d'engendrer un fractionnement isotopique et d'élérer le $\delta^{15}\text{N}$ (Aravena et al. 1993; Kendall 1998). L'absence de ces processus suivant l'absence du traitement des eaux usées expliquerait les faibles valeurs de $\delta^{15}\text{N}$ mesurées en aval de Joliette. Une diminution du $\delta^{15}\text{N}$ avec la présence de rejets urbains a été étudiée par Rau et al. (1981), Van Dover et al. (1992), ainsi que Tucker et al. (1999). Cependant, ces trois études ont été réalisées en milieu marin où le $\delta^{15}\text{N}$ ambiant est plus élevé qu'en eau douce, permettant une distinction plus aisée des faibles valeurs de $\delta^{15}\text{N}$. Dans le cas de la rivière L'Assomption, l'azote diffus provenant des pratiques agricoles engendre une élévation du $\delta^{15}\text{N}$ à un niveau comparable à celui enregistré en milieu marin, ce qui facilite la détection des rejets à faible $\delta^{15}\text{N}$ qui seraient, autrement, demeurés inaperçus.

Rivière Chaudière

Les résultats ont démontré une diminution subite du $\delta^{15}\text{N}$ de tous les organismes récoltés dans la section aval de la rivière Chaudière en 2000 et 2001. Cette diminution fut attribuée à la présence de rejets massifs de matière organique particulaire et dissoute provenant d'une usine d'équarrissage. Cette usine transformait des carcasses animales en moulée pour animaux et rejetait ses résidus d'origine animale directement dans la rivière.

Le faible $\delta^{15}\text{N}$ observé au point de rejet serait attribuable aux faibles valeurs de $\delta^{15}\text{N}$ des tissus des animaux rejetés, qui proviendraient principalement de fermes (porcs, volailles, etc.). Hebert et al. (1999) ont étudié que les tissus corporels d'animaux d'élevage tels que les poulets et les porcs présentaient, en effet, de faibles $\delta^{15}\text{N}$ (inférieurs à 6‰). La distribution spatiale du $\delta^{15}\text{N}$ des invertébrés en amont et en aval de l'usine (Fig. 1.9) est en accord avec cette hypothèse.

Les consommateurs primaires récoltés en 2001 directement sur le site où avait lieu le rejet présentaient, effectivement, de très faibles $\delta^{15}\text{N}$ (moyenne = -0.8‰, e.t. = 0.7, n=4). Le $\delta^{15}\text{N}$ moyen n'était que légèrement plus élevé à la station située 1.5 km en aval (1.5‰, e.t. = 1.0, n=5), ce qui suggère que l'impact spatial des rejets de l'industrie est très grand. Les niveaux trophiques supérieurs présentaient, eux aussi, une diminution substantielle du $\delta^{15}\text{N}$ en aval du point de rejet. Or, comparativement aux consommateurs primaires, les poissons démontraient d'importantes variations dans leur $\delta^{15}\text{N}$ mesuré en aval (à 1.5 km) du point de rejet en 2000 et 2001, ainsi que légèrement en amont de ce dernier (moins de 500 mètres) en 2001 (Fig. 1.9). Ces variations résulteraient d'une migration des poissons vers les sections localisées en amont ou en aval de l'effluent. Les poissons présentant de forts $\delta^{15}\text{N}$ proviendraient de sites situés légèrement en amont de l'effluent ou du fleuve Saint-Laurent situé à 3 km en aval. Inversement, les poissons ayant de faibles $\delta^{15}\text{N}$ se nourriraient principalement dans les sites affectés, mais seraient susceptibles de migrer vers les sites localisés légèrement en amont ou en aval. Un barrage situé à moins d'un kilomètre en amont du point de rejet empêchait les poissons de migrer plus en amont. Les poissons capturés en amont de ce barrage présentaient des $\delta^{15}\text{N}$

moyens élevés et peu variables, supportant l'hypothèse que la migration des poissons entre les sections affectées et non affectées est la principale cause de la variation du $\delta^{15}\text{N}$ chez ces derniers.

En dernier lieu, les résultats indiquent une diminution significative du $\delta^{15}\text{N}$ chez les invertébrés entre 2000 et 2001, ce qui suggère une augmentation de la quantité de matière rejetée dans la rivière par l'usine d'équarrissage entre les deux années d'étude.

En somme, les résultats obtenus pour les rivières L'Assomption et Chaudière suggèrent que les rejets d'azote d'origine humaine peuvent être assimilés et intégrés par toutes les composantes d'un écosystème aquatique. Dans le cas de la rivière L'Assomption, le $\delta^{15}\text{N}$ de tous les organismes a augmenté significativement ($>4\%$) seulement une année après l'instauration d'étangs aérés, suggérant que le $\delta^{15}\text{N}$ a la capacité de répondre rapidement à des modifications d'origine anthropique. Également, la grande variation du $\delta^{15}\text{N}$ observée chez les poissons capturés sur la rivière Chaudière suggère que ceux-ci ne sont pas de bons indicateurs des conditions isotopiques locales lorsque la migration est possible. Cependant, les invertébrés, généralement moins mobiles, ont démontré qu'ils étaient des indicateurs fiables des variations spatiales du $\delta^{15}\text{N}$.

Conclusion

L'étude présente visait à mieux comprendre les facteurs spatiaux susceptibles d'influencer les signaux isotopiques de l'azote ($\delta^{15}\text{N}$). En résumé, nos résultats suggèrent que le $\delta^{15}\text{N}$ des consommateurs primaires et des consommateurs supérieurs peut être utilisé afin d'identifier les changements dans les utilisations des terres réalisés à

l'intérieur, mais aussi entre plusieurs bassins versants. De plus, il a été observé que le $\delta^{15}\text{N}$ tend à réagir rapidement à des changements d'origine humaine (dans l'espace et dans le temps), en plus d'avoir le potentiel d'identifier efficacement des anomalies du cycle de l'azote, ce qui supporte son utilisation en tant qu'indicateur du suivi de la santé des écosystèmes.

Références bibliographiques du résumé

Anderson, N.H. 1976. Carnivory by an aquatic detritivore, *Clistoronia magnifica* (Trichoptera:Limnephilidae). *Ecology* **57** (5): 1081-1085.

Aravena, R., Evans, M.L. et Cherry, J.A. 1983. Stable isotopes of oxygen and nitrogen in source identification of nitrate from septic systems. *Ground Water* **31**(2): 180-186.

Battaglin, W.A., Kendall, C., Chang, C.C.Y., Silva, S.R., et Campbell, D.H. 2001. Chemical and isotopic evidence of nitrogen transformation in the Mississippi River, 1997-98. *Hydrol. Proc.* **15**: 1285-1300.

Berka, C., Schreier, H. et Hall, K. 2001. Linking water quality with agricultural intensification in a rural watershed. *Water, air and soil pollution* **127** :389-401.

Bowen, J.L. et Valiela, I. 2001. The ecological effects of urbanization of coastal watersheds: historical increases in nitrogen loads and eutrophication of Waquoit Bay estuaries. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **58**: 1489-1500.

Cabana, G. et Rasmussen, J.B. 1996. Comparison of aquatic food chain using nitrogen isotopes. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA* **93**: 10844-10847.

Cey, E.E., Rudolph, D.L., Aravena, R. et Parkin, G. 1999. Role of the riparian zone in controlling the distribution and fate of agricultural nitrogen near a small stream in southern Ontario. *Journal of Contaminant Hydrology* **37**: 45-67.

Chambers, P.A., Kent, R., Charlton, M.N., Guy, M., Gagnon, C., Roberts, E., Grove, G. et Foster, N. 2001. *Nutrients and their impact on the Canadian Environment*. Ottawa, Ontario.

Costanzo, S.D., O'Donohue, M.J., Dennison, W.C., Loneragan, N.R., et Thomas, M. 2001. A new approach for detecting and mapping sewage impacts. *Marine Pollution Bulletin* **42**(2): 149-156.

Cummins K.W. 1973. Trophic relations of aquatic insects. *Annual Review of Entomology* **18**: 183-206.

Cummins, K.W. et Klug, M.J. 1979. Feeding ecology of stream invertebrates. *Annual Review of Ecology and Systematics* **10**: 147-172.

Downing, J.A., McClain, M., Twilley, R., Melack, J.M., Elser, J., Rabalais, N.N., Lewis JR., W.M., Turner, R.E., Corredor, J., Soto, D., Yanez-Arancibia, A., Kopaska, J.A. et Howart, R.W. 1999. The impact of accelerating land-use change on the N-Cycle of tropical aquatic ecosystems: Current conditions and projected changes. *Biogeochemistry* **46**: 109-158.

Foster, N.W., Nicolson, J.A. et Hazlett, P.W. 1989. Temporal variation in nitrate and nutrient cations in drainage waters from a deciduous forest. *J. Environ. Qual.* **18** :238-244.

Garcia, E. 2001. Contamination en mercure et méthyl mercure des organismes aquatiques de 38 lacs du bouclier canadien dont le bassin versant a été perturbé par la coupe à blanc ou le feu de forêt. Université de Montréal, Québec. 184 p.

Gregory, S.V., Swanson, F.J., McKee, W.A. et Cummins, K.W. 1991. An ecosystem perspective of riparian zones. *Bioscience* **41**(8) :540-551.

Groffman, P.M., Zak, D.R., Christensen, S., Mosier, A. et Tiedje, J.M. 1993. Early spring nitrogen dynamics in a temperate forest landscape. *Ecology* **74**(5) :1579-1585.

Harrington, R.R., Kennedy, B.P., Chamberlain, C.P., Blum, J.D. et Folt, C.L. 1998. ^{15}N enrichment in agricultural catchments : field patterns and applications to tracking Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Chemical Geology* **147**: 281-294.

Heaton, T.H.E. 1986. Isotopic studies of nitrogen pollution in the hydrosphere and atmosphere: a review. *Chem. Geol.* **59**: 87-102.

Hebert, C.E., Shutt, J.L., Hobson, K.A. et Weseloh, D.V. 1999. Spatial and temporal differences in the diet of Great lakes herring gulls (*Larus argentatus*): evidence from stable isotope analysis. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences **56**: 323-338.

Hebert, C.E. et Wassenaar, L.I. 2001. Stable nitrogen isotopes in waterfowl feathers reflect agricultural land use in western Canada. Environmental Science and Technology **35**: 3482-3487.

Hobson, K.A. 1999. Tracing origins and migration of wildlife using stable isotopes : a review. Oecologia **120** :314-326.

Högberg, P. 1990. Forests losing large quantities of nitrogen have elevated ^{15}N : ^{14}N ratios. Oecologia **84**: 229-231.

Howart, R.W. 1998. An assessment of human influences on fluxes of nitrogen from the terrestrial landscape to the estuaries and continental shelves of the North Atlantic Ocean. Nutrient cycling in agroecosystems **52**: 213-223.

Howart, R.W., Boyer, E.W., Pabich, W.J. et Galloway, J.N. 2002. Nitrogen use in the United States from 1961-2000 and potentiel future trends. Ambio **31** (2): 88-96.

Johnes, P., Moss, B. et Phillips, G. 1996. The determination of total nitrogen and total phosphorus concentrations in freshwaters from land use, stock headage and population

data : testing of a model for use in conservation and water quality management. *Freshwater biology* **36** : 451-473.

Johnson, L.B., Richards, C., Host, G.E. et Arthur, J.W. 1997. Landscape influences on water chemistry in Midwestern stream ecosystems. *Freshwater Biology* **37**: 193-208.

Jones, A.B., O'Donohue, M.J., Udy, J. et Dennison, W.C. 2001. Assessing ecological impacts of shrimp and sewage effluent : Biological indicators with standard water quality analyses. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **52**: 91-109.

Kellman, L, et C. Hillaire-Marcel. 1998. Nitrate cycling in streams : using natural abundances of $\text{NO}_3^- \delta^{15}\text{N}$ to measure in-situ denitrification. *Biogeochemistry* **43**: 273-292.

Kendall, C. 1998. Tracing nitrogen sources and cycling in catchments. In: Kendall, C. and McDonnell, J.J. (Eds). *Isotope tracers in catchment hydrology*. Elsevier, Amsterdam. p.519-576.

Kreitler, C.W. et Browning, L.A. 1983. Nitrogen-isotope analysis of groundwater nitrate in carbonate aquifers : natural sources versus human pollution. *Journal of Hydrology* **61**: 285-301.

Lake, J.L., McKinney, R.A., Osterman, F.A., Pruell, R.J., Kiddon, J., Ryba, S.A. et Libby, A.D. 2001. Stable nitrogen isotopes as indicators of anthropogenic activities in small freshwater systems. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* **58**: 870-878.

Leland, H.V. et Porter, S.D. 2000. Distribution of benthic algae in the upper Illinois river basin in relation to geology and land use. *Freshwater biology* **44**: 279-301.

Mayer, B., Boyer, E.W., Goodale, C., Jaworski, N.A., Breemen, N.V., Howart, R.W., Seitzinger, S., Billen, G., Lajtha, K., Nadelhoffer, K., Van Dam, D., Hetling, L.J., Nosal, M. et Paustian, K. 2002. Sources of nitrate in rivers draining sixteen watersheds in the northeastern U.S.: Isotopic constraints. *Biogeochemistry* **57/58**: 171-197.

McClelland, J.W., Valiela, I. et Michener, R.H. 1997. Nitrogen-stable isotope signatures in estuarine food webs: A record of increasing urbanisation in coastal watershed. *Limnology and Oceanography* **42**(5): 930-937.

McCelland, J.W. et Valiela, I. 1998. Linking nitrogen in estuarine producers to land-derived sources. *Limnology and Oceanography* **43**(4): 577-585.

McMahon, G. et Harned, D.A. 1998. Effect of environmental setting on sediment, nitrogen, and phosphorus concentrations in Albemarle-Pamlico drainage basin, North Carolina and Virginia, USA. *Environmental management* **22**(6): 887-903.

Merritt, R.W. et Cummins, K.W. 1996. An introduction to the aquatic insects of North America. Third edition. Kendall/Hunt Publishing Company. Dubuque. Iowa.

Meybeck, M. 1982. Carbon, nitrogen, and phosphorus transport by world rivers. American Journal of Science **282**: 401-450.

Minagawa, M. et Wada, E. 1984. Stepwise enrichment of $\delta^{15}\text{N}$ along food chains : Further evidence and the relation between $\delta^{15}\text{N}$ and age. Geochimica and Cosmochimica Acta **48**: 1135-1140.

Osborne, L.L. et Wiley, M.J. 1988. Empirical relationships between land use/cover and stream water quality in an agricultural watershed. Journal of Environmental management **26**: 9-27.

Osborne, L.L. et Kovacic, D.A. 1993. Riparian vegetated buffer strips in water-quality restoration and stream management. Freshwater biology **9**: 243-258.

Painchaud, J. 1997. La qualité de l'eau des rivières du Québec: état et tendances. Ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction des écosystèmes aquatiques. Québec.

Peierls, B.L., Caraco, N.F., Pace, M.L. et Cole, J.J. 1991. Human influence on river nitrogen. *Nature* **350**: 386-387.

Peterjohn, W.T. et Correll, D.L. 1984. Nutrient dynamics in an agricultural watershed :Observations on the role of a riparian forest. *Ecology* **65**: 1466-1475.

Peterson, B.J. et Fry B. 1987. Stable isotopes in ecosystem studies. *Annual Review of Ecology and Systematics* **18** :293-320.

Rabalais, N.N. 2002. Nitrogen in aquatic systems. *Ambio* **31**: 102-112

Rau, G.H., Sweeney, R.E., Kaplan, I.R., Mearns, A.J., et Yound, D.R. 1981. Differences in animal ^{13}C , ^{15}N and D abundance between a polluted and an unpolluted coastal site: likely indicators of sewage uptake by a marine food web. *Est. Coast. Shelf Sci.* **13**: 701-707.

Richards, C., Johnson, L.B. et Host, G.E. 1996. Landscape-scale influences on stream habitats and biota. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **53** (Suppl. 1): 295-311.

Robinson, D. 2001. $\delta^{15}\text{N}$ as an integrator of the nitrogen cycle. *Trends Ecol. Evol.* **16**: 153-162.

Scott, W.B. et Crossman, E.J. 1974. Poissons d'eau douce du Canada. Service des pêches et des sciences de la mer, Ministère de l'environnement. Ottawa. Ontario.

Sliva, L. et Williams, D.D. 2001. Buffer zone versus whole catchment approaches to studying land use impact on river water quality. *Wat. Res.* **35**(14): 3462-3472.

Thorp, J.H. et Covich, A.P. 1991. Ecology and classification of North American freshwater invertebrates. Academic Press Inc. San Diego. California.

Tucker, J., Sheats, N., Giblin, A.E., Hopkinson, C.S. et Montoya, J.P. 1999. Using stable isotopes to trace sewage-derived material through Boston Harbor and Massachusetts bay. *Marine environmental research* **48**: 353-375.

Udy, J.W. et Bunn, S.E. 2001. Elevated $\delta^{15}\text{N}$ values in aquatic plants from cleared catchments : why? *Mar. Freshwater Res.* **52** :347-351.

Vander Zanden, M.J. et Rasmussen, J.B. 2001. Variation in $\delta^{15}\text{N}$ and $\delta^{13}\text{C}$ trophic fractionation: Implications for aquatic food web studies. *Limnology and Oceanography* **46**(8): 2061-2066.

Van Dover C.L., Grassle, J.F., Fry, B., Garritt, R.H. et Starczak, V.R. 1992. Stable isotope evidence for entry of sewage-derived organic material into a deep-sea food web. *Nature* **360**: 153-155.

Vitousek, P.M. et Matson, P.A. 1984. Mechanisms of nitrogen retention in forest ecosystems : A field experiment. *Science* **225** :51-52.

Zah, R., Burgherr, P. Bernasconi, S.M. et Uehlinger, U. 2001. Stable isotope analysis of macroinvertebrates and their food sources in a glacier stream. *Freshwater biology* **46**: 871-882.

Zar, J.H. 1999. Biostatistical analysis. Prentice Hall, New Jersey.

Tableau 1.1. Différences moyennes du $\delta^{15}\text{N}$ ($\Delta\delta^{15}\text{N}$) entre les groupes fonctionnels de consommateurs primaires (en bas à gauche; le nombre de sites est inscrit entre parenthèses), ainsi que les pentes et ordonnées à l'origine des relations $\delta^{15}\text{N}$ - $\delta^{15}\text{N}$ des groupes fonctionnels pour l'ensemble des sites (en haut à droite). Le niveau de corrélation entre les différences moyennes du $\delta^{15}\text{N}$ des groupes fut déterminé à l'aide de tests t (correction de Bonferonni). Les relations significatives ($p < 0.05$) sont présentées en caractères gras. Il est à noter que l'enrichissement isotopique se lit comme étant l'enrichissement des groupes en ligne par rapport aux groupes en colonne. Les pentes et les ordonnées à l'origine sont calculées utilisant les groupes en ligne comme variable dépendante et les groupes en colonne comme variable indépendante.

Groupe fonctionnel	Collecteur- Filtreur	Ramasseur- Collecteur	Brouteur	Détritivore	Filtreur
Collecteur-filtreur	-	1.1, -0.3	1.0, 0.6	1.7, 0.89	1.1, 0.1
Ramasseur-Collecteur	-0.06 (43)	-	1.0, 0.4	0.8, 2.1	1.2, -0.9
Brouteur	-0.55 (71)	-0.38 (34)	-	0.9, 1.4	1.0, 0.0
Détritivore	-0.88 (50)	-0.91 (24)	-0.31 (45)	-	1.0, 0.5
Filtreur	-0.83 (20)	-0.34 (9)	-0.07 (17)	-0.09 (16)	-

Tableau 1.2. Coefficients de détermination entre le $\delta^{15}\text{N}$ et les utilisations des terres dominantes. Les régressions ont été effectuées sur la valeur arcsin de la racine carrée des proportions des diverses utilisations.

Affectation	Type d'organisme	r^2
Agricole	Consommateur primaire	0.69*
Agricole	Invertébré prédateur	0.66*
Agricole	Poisson	0.56*
Forestière	Consommateur primaire	0.70*
Forestière	Invertébré prédateur	0.65 *
Forestière	Poisson	0.55*
Urbaine	Consommateur primaire	0.31*
Urbaine	Invertébré prédateur	0.23*
Urbaine	Poisson	0.22*
Densité humaine	Consommateur primaire	0.47*
Densité humaine	Invertébré prédateur	0.39*
Densité humaine	Poisson	0.33*

*= $P < 0.0001$

Tableau 1.3. Coefficients de détermination entre le $\delta^{15}\text{N}$ et la superficie des terres vouées à l'agriculture par région physiographique. Les régressions ont été effectuées sur la valeur arcsin de la racine carrée des proportions de terres agricoles.

Région	Type d'organisme	r^2
Appalaches	Consommateur primaire	0.45*
Appalaches	Invertébré prédateur	0.56*
Appalaches	Poisson	0.36*
Bouclier Canadien	Consommateur primaire	0.61*
Bouclier Canadien	Invertébré prédateur	0.52*
Bouclier Canadien	Poisson	0.43*
Plaines du St-Laurent	Consommateur primaire	0.64*
Plaines du St-Laurent	Invertébré prédateur	0.58*
Plaines du St-Laurent	Poisson	0.39*

*= $P < 0.0001$

Tableau 1.4. Coefficients de détermination entre le $\delta^{15}\text{N}$ et les charges de différentes sources d'azote pour les consommateurs primaires (H), les invertébrés prédateurs (I) et les poissons non piscivores (P). Les régressions ont été effectuées sur les valeurs logarithmiques des variables indépendantes (sources d'azote). Les formes des équations sont $Y=a+bx$ dans le cas de l'azote humain (excréments), $Y=a+bx^2$ dans le cas des fumiers et de l'azote total et $Y=a+bx+cx^2$ dans le cas des fertilisants. Les valeurs des ordonnées à l'origine sont présentées en a, tandis qu'en b et c sont retrouvées les pentes des régressions.

Source d'azote	Groupe	a	b	c	r ²
Fumiers	H	3.01		0.64	0.72**
	I	5.37		0.54	0.69**
	P	7.92		0.53	0.56**
Azote humain	H	1.70	3.24		0.50**
	I	4.44	2.65		0.43**
	P	7.53	2.41		0.32**
Fertilisants	H	3.32	0.82	0.43	0.63*
	I	5.64	0.76	0.33	0.57*
	P	8.31	0.86	0.28	0.45*
Azote total	H	2.53	0.60		0.71**
	I	4.98	0.51		0.67**
	P	7.63	0.49		0.54**

*= $P<0.01$ **= $P<0.0001$

Fig. 1.1

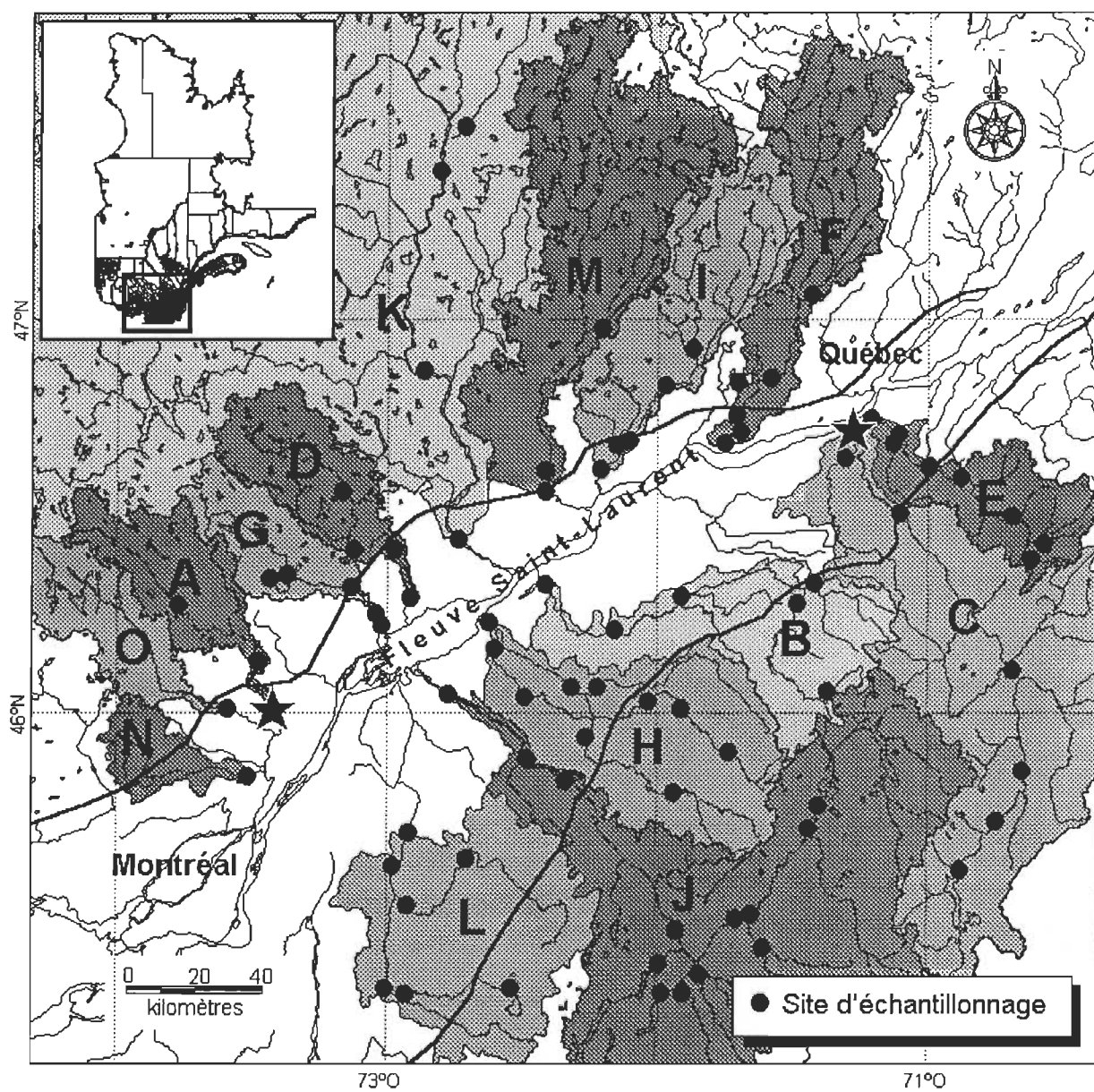


Fig. 1.2

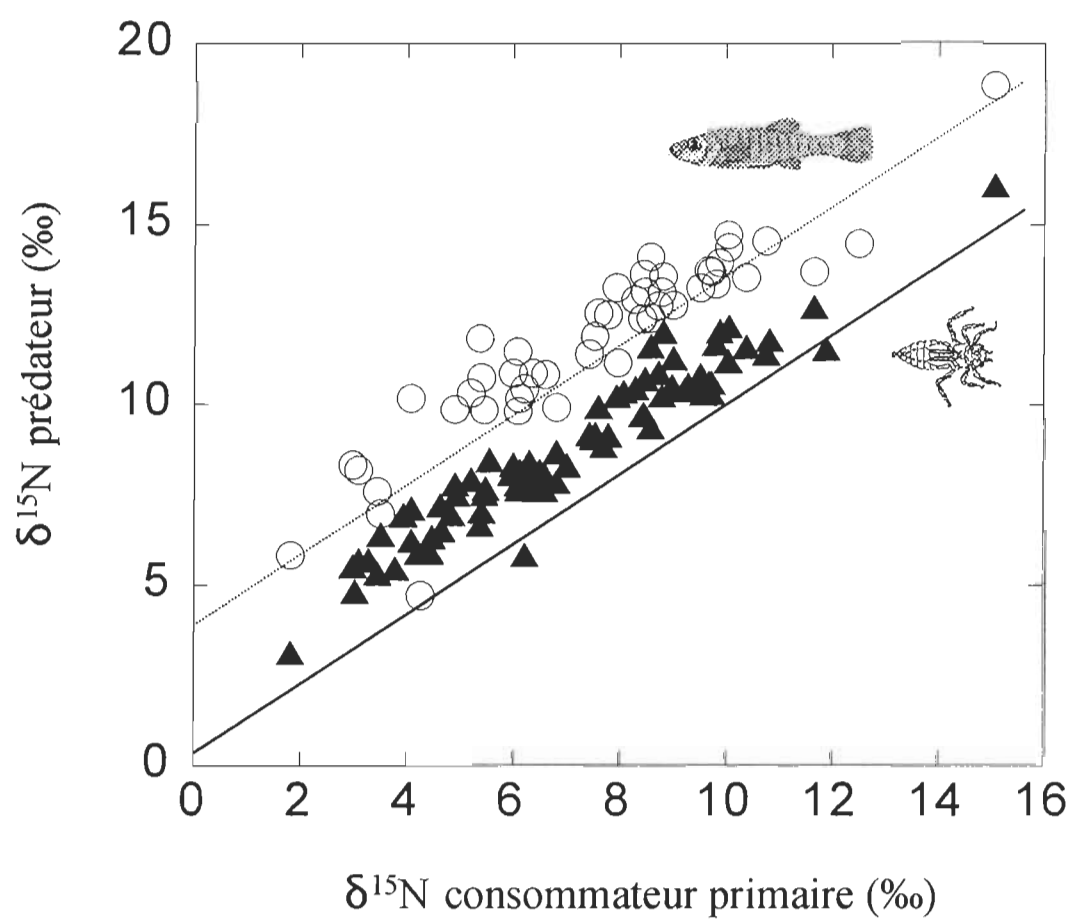
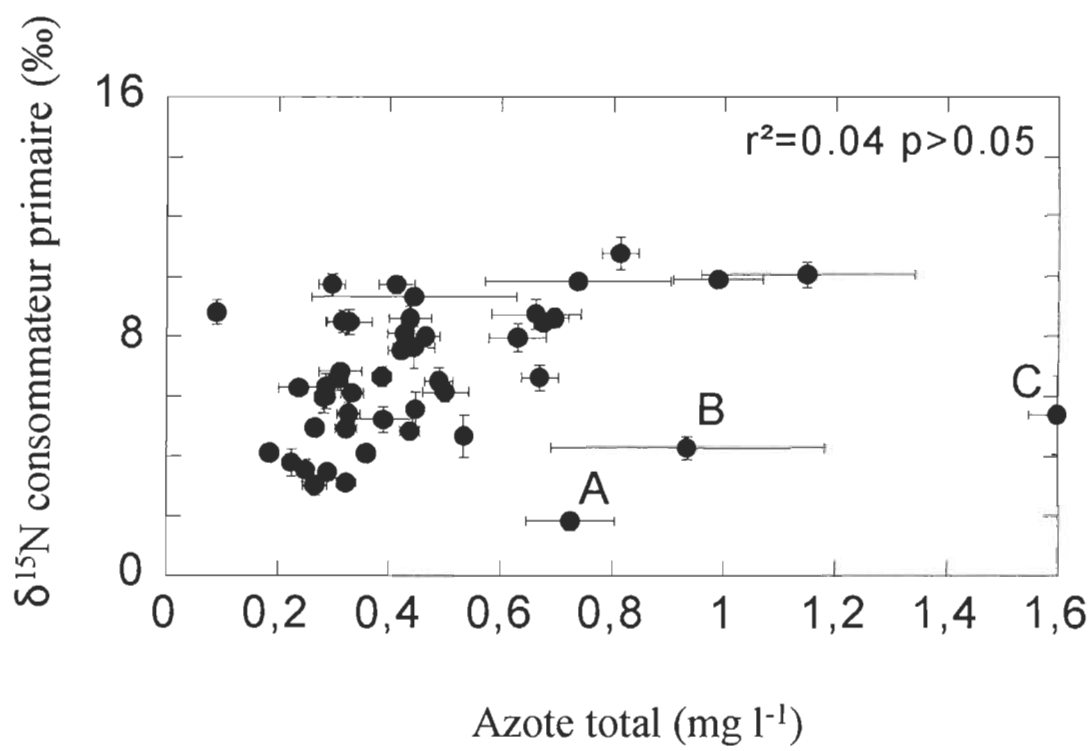


Fig. 1.3



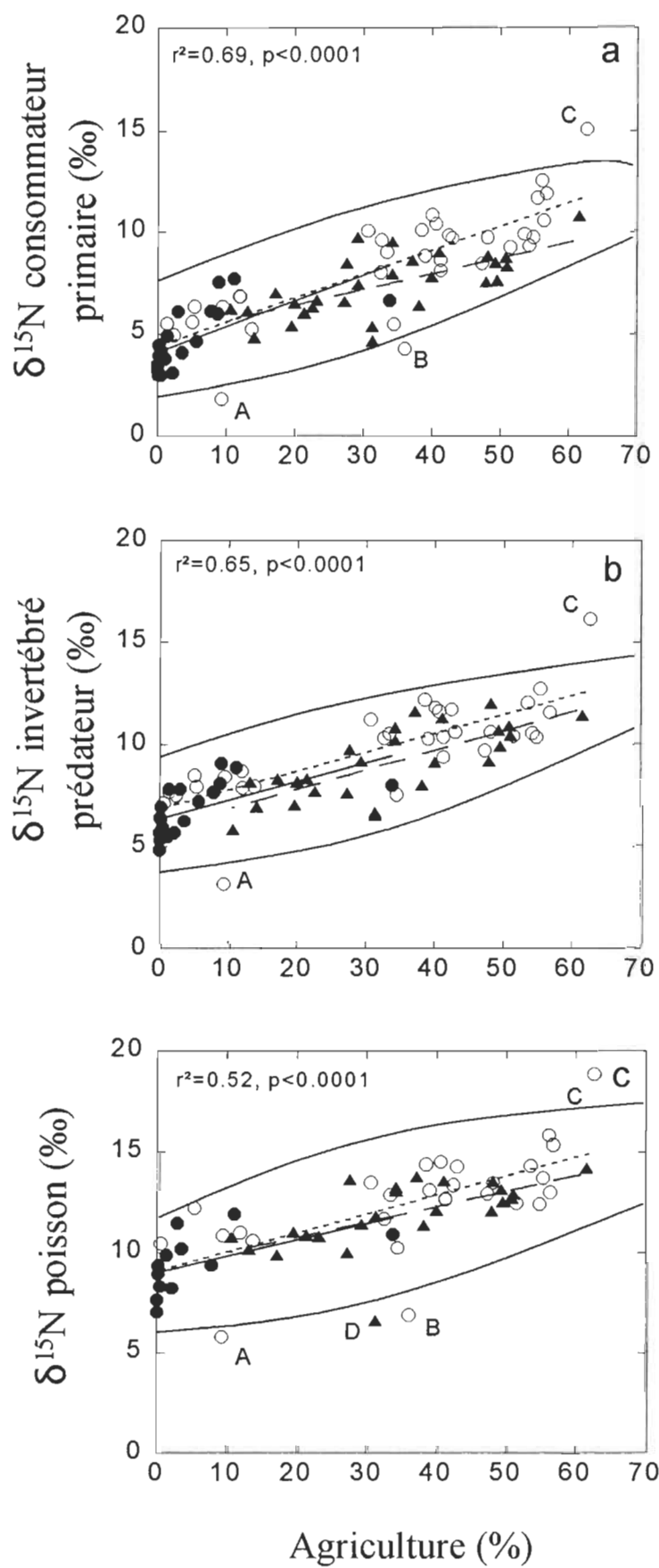


Fig. 1.4

Fig. 1.5

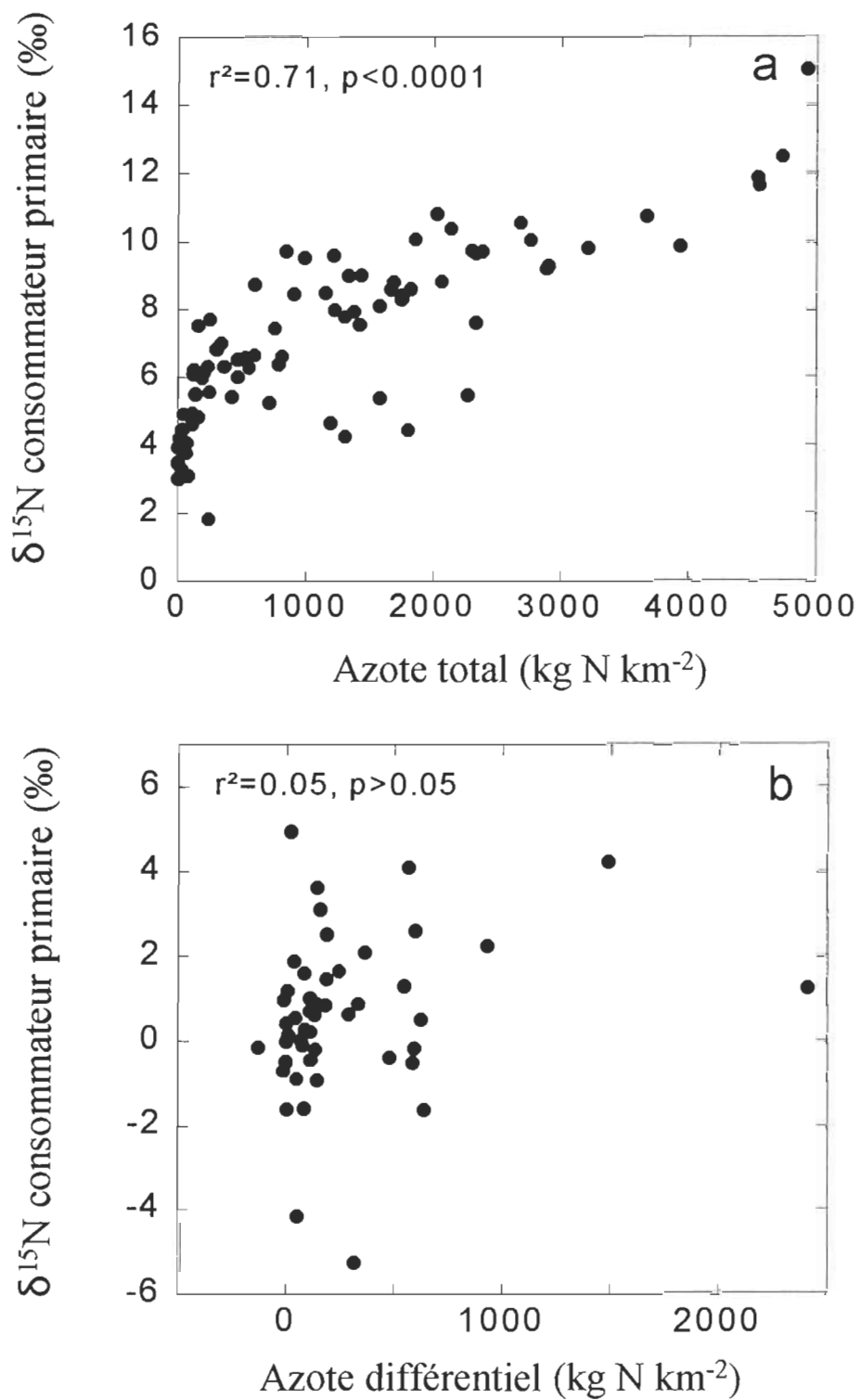


Fig. 1.6

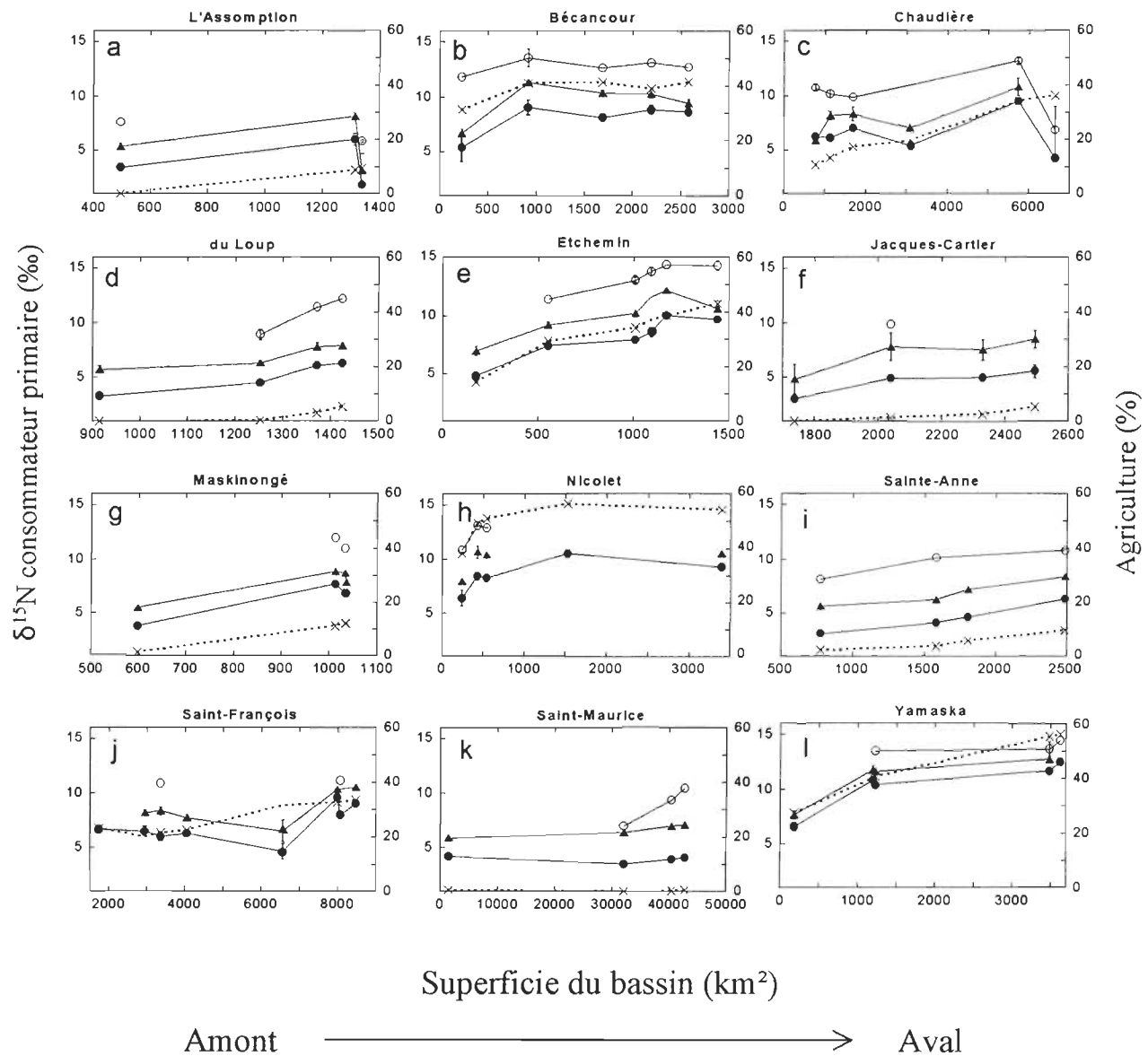


Fig. 1.7

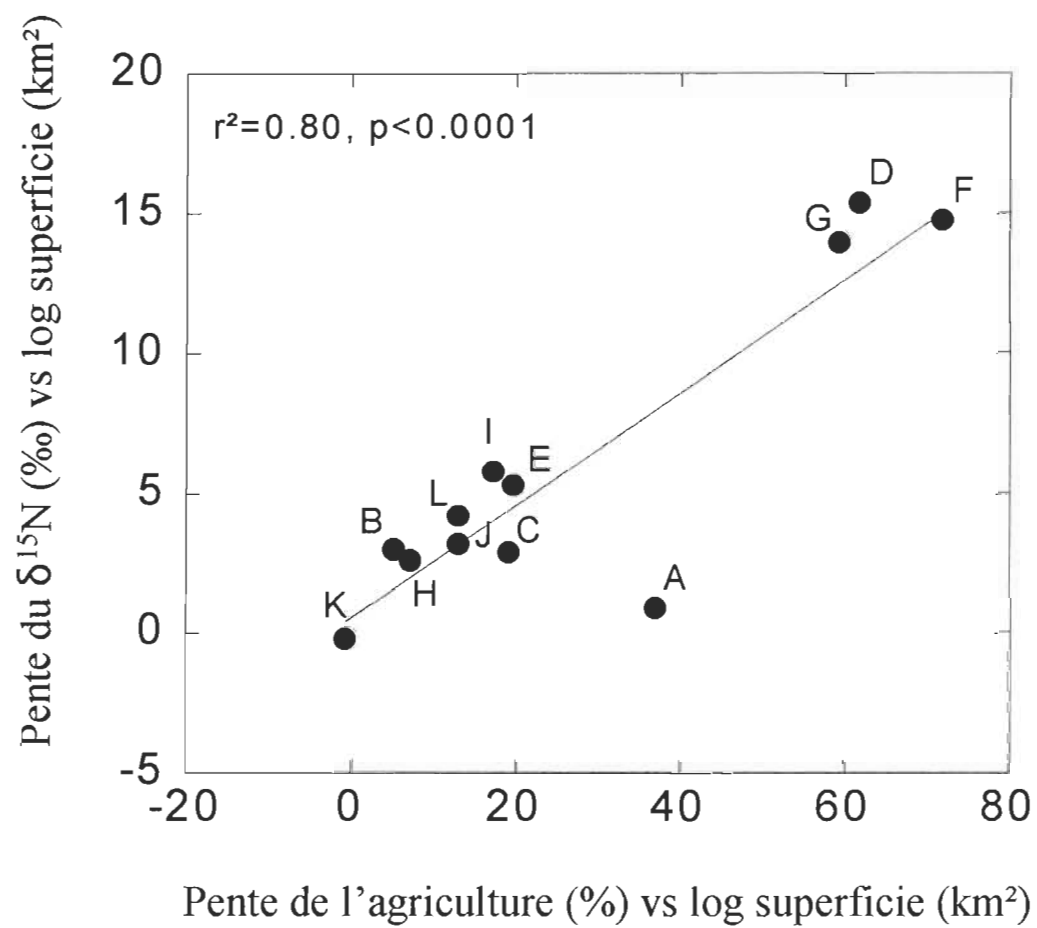


Fig. 1.8

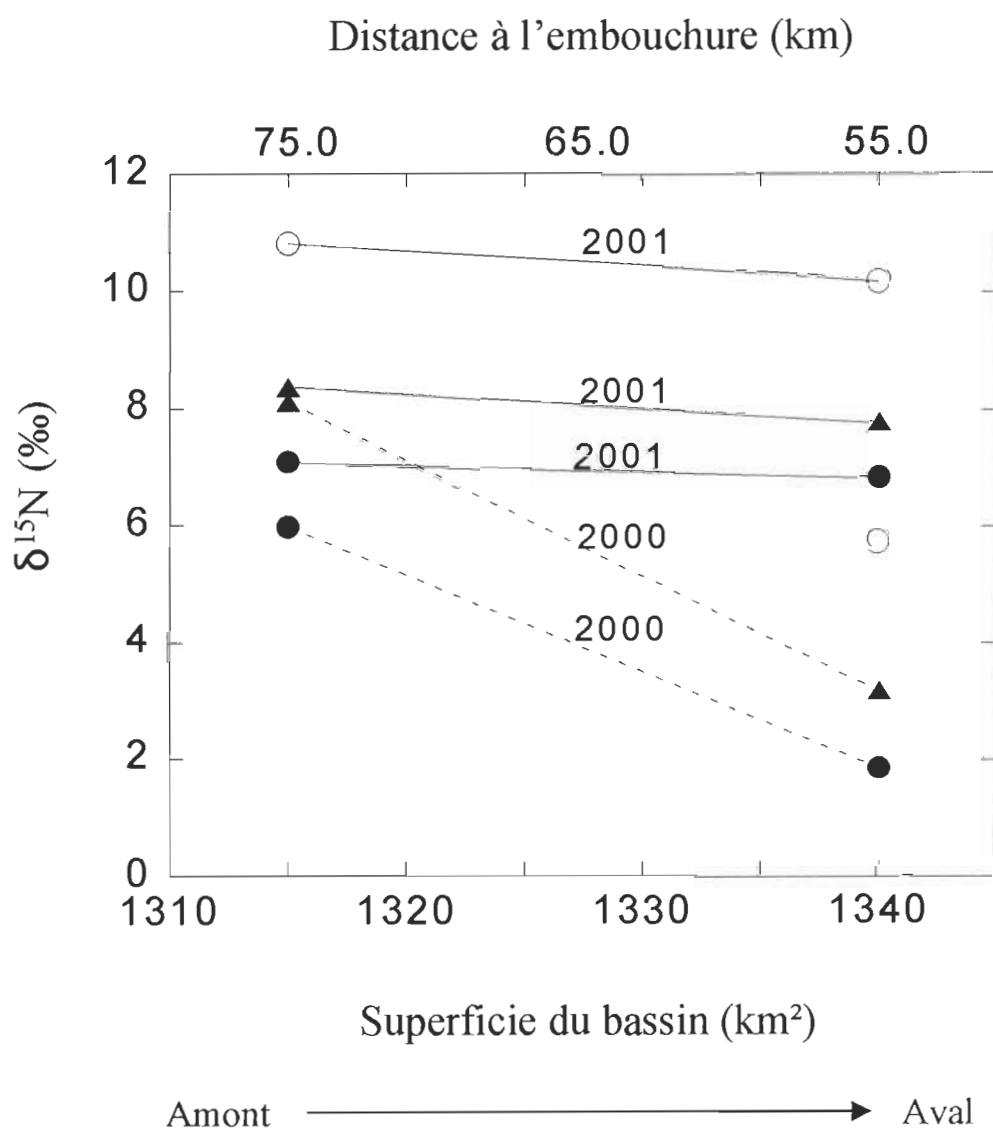


Fig. 1.9

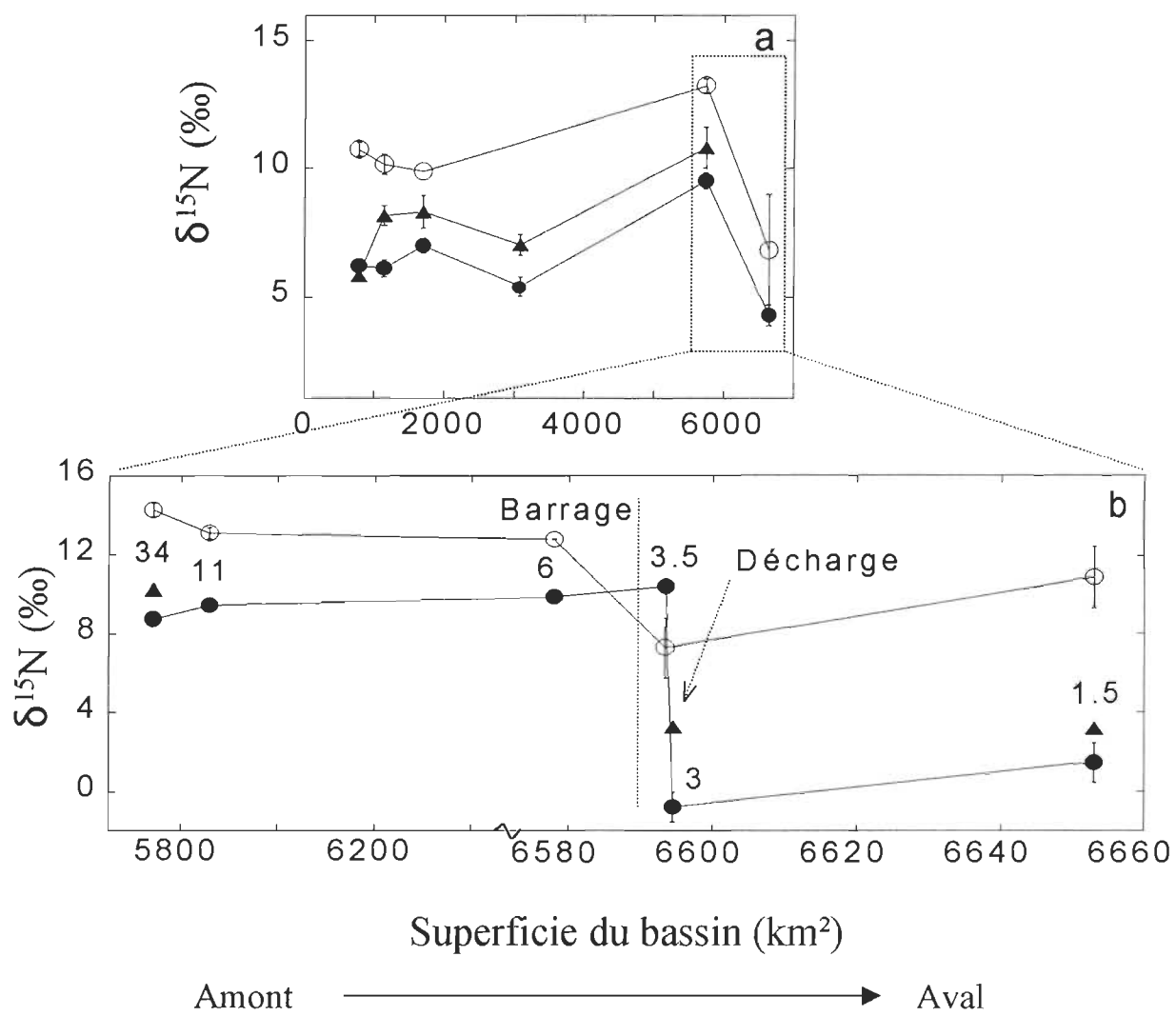
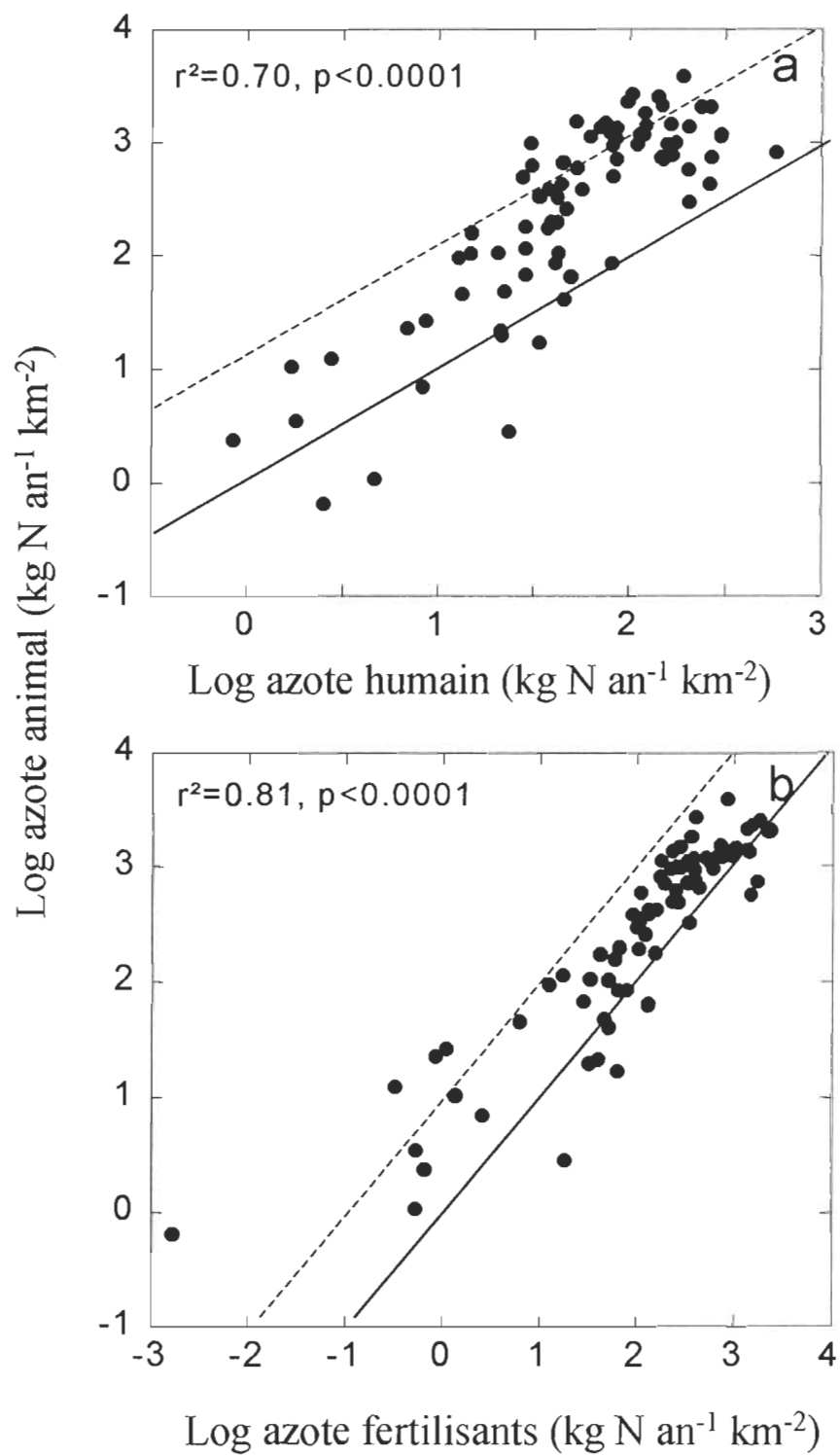


Fig. 1.10



CHAPITRE II : MANUSCRIT

$\delta^{15}\text{N}$ in riverine food webs :

Effects of land use and point-source N inputs from the watershed

Caroline Anderson

and

Gilbert Cabana

Département de Chimie-Biologie

Université du Québec à Trois-Rivières

CP 500, Trois-Rivières, QC, Canada G9A 5H7

*Article soumis le 26 septembre 2002

Résumé

Nous avons analysé l'utilité des isotopes stables de l'azote ($\delta^{15}\text{N}$) en tant qu'indicateurs des perturbations anthropiques du cycle de l'azote à l'échelle du bassin versant pour 82 sites répartis sur 13 bassins versants des plaines du Saint-Laurent au Québec, Canada, et représentant des utilisations du sol divergentes. Le $\delta^{15}\text{N}$ moyen mesuré chez les consommateurs primaires aquatiques recueillis pour l'ensemble des sites variait significativement (+2 à +15‰) et la majorité de cette variation (87%) était attribuable à des effets entre les rivières et les sites. Le pourcentage de la superficie du bassin versant vouée à l'agriculture permit d'expliquer 69% de la variation du $\delta^{15}\text{N}$ chez les consommateurs primaires. Des relations similaires furent également observées chez les invertébrés prédateurs et les poissons non piscivores. À l'intérieur des bassins, le $\delta^{15}\text{N}$ des consommateurs primaires, des invertébrés prédateurs et des poissons, était aussi représentatif des changements longitudinaux dans les superficies de terres vouées à l'agriculture. Cependant, deux rivières démontrèrent, dans leur section aval, des diminutions marquées du $\delta^{15}\text{N}$ chez les trois niveaux trophiques. Des enquêtes locales révélèrent que ces rivières étaient toutes deux affectées par des rejets ponctuels de matière organique particulaire et dissoute présentant de faibles valeurs de $\delta^{15}\text{N}$. Plus spécifiquement, nous avons appris que ces rejets provenaient, respectivement, d'une usine d'équarrissage et de rejets domestiques non-traités. L'étude des profils longitudinaux et l'élaboration de bilans massiques permirent, en dernier lieu, de suggérer

que ces rejets ponctuels, assimilés par l'ensemble des organismes du réseau trophique, pouvaient représenter jusqu'à 7 fois les flux normaux d'azote dans ces rivières.

Abstract

We examined the use of the natural abundance of nitrogen stable isotopes ($\delta^{15}\text{N}$) as a tracer of anthropogenic perturbations of the nitrogen cycle at the watershed scale in 82 river sites draining 13 watersheds in the St-Lawrence Lowlands in Québec, Canada. Mean $\delta^{15}\text{N}$ of aquatic primary consumers in these watersheds characterised by contrasting land use varied greatly among sites (+2 to +15‰), most of this variation (87%) being attributable to watershed and within-river site effects. Overall, percentage of total watershed area under agriculture explained 69% of the variation in mean primary consumer $\delta^{15}\text{N}$. Similar positive correlations were observed for predatory invertebrates and non-piscivorous fish. Within watershed, $\delta^{15}\text{N}$ of primary consumer (and higher trophic levels) tracked longitudinal changes (or lack thereof) in percent agricultural area. However, two rivers showed surprisingly sharp decreases in the whole food chain $\delta^{15}\text{N}$ in their most downstream impacted sections. Subsequent local investigations revealed that both rivers were affected by low $\delta^{15}\text{N}$ punctual particulate and dissolved organic matter discharges originating, respectively, from an animal-processing plant and untreated domestic sewage effluents. Food web $\delta^{15}\text{N}$ profiles and mass balance calculations suggest that these N inputs, which were incorporated in the whole food web at the scale of kilometers, corresponded to 1-7 times the normal total N flux in these rivers.

Introduction

Excessive loads of nitrogen to aquatic ecosystems, as a result of anthropogenic activity on watersheds (agricultural practices and urban development), has globally increased the deterioration of many streams, rivers, lakes and coastal regions (Peierls et al. 1991; Howarth 1998; Downing et al. 1999; Rabalais 2002). Negative impacts of nitrogen surplus on aquatic systems include shifts in food webs, disruption of ecosystem functioning, and loss of biodiversity (Rabalais 2002). Globally, agricultural practices associated with the human food chain (chemical and natural N fixation, plant growing, meat production) accounted for more than five times the amounts of N released by fossil combustion in the mid-90s (Galloway and Cowling 2002). Increased dedication of land to agriculture practices has been shown to result in increased N concentration and widespread aquatic ecosystem degradation (*e.g.* Osborne and Wiley 1988; Wittgren and Arheimer 1996; Harding et al. 1999; Kronvanq et al. 1999; Arheimer and Liden 2000; Chambers et al 2001; Whitehead et al. 2002).

Stable nitrogen isotope ratios ($\delta^{15}\text{N}$) of dissolved and particulate N as well as organisms from the food web have been used to identify nitrogen sources in marine and freshwater ecosystems (*e.g.* Cabana and Rasmussen 1996; McClelland and Valiela 1998; Lake et al. 2001; Mayer et al. 2002). In most cases, the high $\delta^{15}\text{N}$ of inorganic N derived from sewage and animal manure (+10 to +25‰, Heaton 1986; Kendall 1998) provided the high-end end-member of isotopic mixing models (see Robinson 2001) in comparison with the lower $\delta^{15}\text{N}$ values observed in unimpacted sites (*e.g.* Cabana and Rasmussen 1996; McClelland and Valiela 1998; Costanzo et al. 2001; Lake et al. 2001; Jones et al.

2001). In contrast, other studies, mostly limited to marine coastal systems where $\delta^{15}\text{N}$ in pristine sites is naturally higher, have shown how the incorporation of low $\delta^{15}\text{N}$ particulate matter derived from sewage sludge results in lower $\delta^{15}\text{N}$ organisms in impacted sites compared to non-impacted sites (*e.g.* Sweeney and Kaplan 1980; Rau et al. 1981; Van Dover et al 1992; Tucker et al. 1999 and references therein). Synthetic fertilizers have low $\delta^{15}\text{N}$ (-4 to +4‰, Heaton 1986; Kendall 1998) and early workers showed that inputs from excess fertilizers could be detected by the lower $\delta^{15}\text{N}$ of nitrates and plants in affected sites (Kohl et al. 1971). However, nitrogen losses through processes like volatilization and denitrification have high fractionation constants and through kinetic effects, the remaining unreacted nitrogen acquires high $\delta^{15}\text{N}$ values (Kellman and Hillaire-Marcel 1998; Battaglin et al. 2001; Robinson 2001). This effect may also be further exacerbated in ecosystems subjected to high N loads where N limitation is removed (Högberg 1990). Thus, in agricultural settings $\delta^{15}\text{N}$ may better reflect the overall N budget than the ultimate sources of N. Indeed, high $\delta^{15}\text{N}$ has been documented in organisms and inorganic N collected at sites draining watersheds impacted by agriculture in the absence of point-sources such as sewage (Harrington et al. 1998; Hebert and Wassenaar 2001; Udy and Bunn 2001). The goal of this study is to examine the relationship between $\delta^{15}\text{N}$ of aquatic organisms (invertebrate primary and secondary consumers and non-piscivorous fish) and land use in a large number of watersheds and sites nested within these watersheds.

Physiographic factors (e.g. surficial geology) influencing the river N cycle (Richard et al. 1996; Johnson et al. 1997) could also potentially confound $\delta^{15}\text{N}$ -land use relationships, especially if certain upstream sites are situated in a different physiographic region with different land use than downstream sites. Here we identify three major physiographic zones in our study (Canadian Shield, Saint-Lawrence Lowlands and the Appalachian Plateau) and test for $\delta^{15}\text{N}$ -land use relationships within each zone.

Strong seasonal variations in $\delta^{15}\text{N}$ have been observed by Yoshioka et al. (1994) and Leggett et al. (2000) in lake phytoplankton and zooplankton. MacLeod and Barton (1998) reported seasonal variation up to 6 ‰ in stream periphyton. Larger primary consumers tend to vary much less temporally than these small size fraction food web components (Yoshioka et al. 1994; Cabana and Rasmussen 1996), and thus constitute better integrators of long-term isotopic signal of an environment (Post 2002). Here we test for seasonal effects on the $\delta^{15}\text{N}$ of primary consumers collected from a sub-set of river sites ranging from oligotrophic to eutrophic.

Primary consumers in river consist of different functional groups (scrapers, filters, shredder, etc.) feeding on diverse food sources (Cummins and Klug 1979) which may have different $\delta^{15}\text{N}$ within sites, thus making their indiscriminate use as site indicators problematic. For example, shredders may be assimilating N from allochthonous terrestrial plant material which may have a very different $\delta^{15}\text{N}$ signature than periphyton which would be consumed by scrapers. We examine here if significant variations exist among functional feeding groups within our river sites.

Materials and Methods

Study Sites

During the summer of 2000, invertebrates and fish were sampled from 82 river stations from the St-Lawrence Lowlands, Québec, Canada (Fig. 2.1). Study sites were all located in riffle sections within 13 watersheds. A subset of 48 stations was located less than 6 km from long-term water quality monitoring stations (Ministère de l'Environnement du Québec, see Painchaud 1997). The Yamaska (eutrophic) and du Loup (oligotrophic) river sites (for a combined number of 11 stations) were sampled twice (in early June and late August 2000) to examine seasonal variations in isotopic profiles of invertebrates and small non-piscivorous fish. Four sites located on the L'Assomption and the Chaudière rivers were sampled in both 2000 and 2001 and four new sites located on the Chaudière river were sampled in September 2001.

Sample collecting and analysis

Invertebrates and fish were collected with a D-frame aquatic net by kick sampling. Primary consumers were collected in all 82 sites, while predatory invertebrates and fish could be obtained only in 76 and 65 sites, respectively. Captured fish were small non-piscivorous species (<12 cm) (Table 2.1). Samples were kept in coolers and frozen within 8 hours and then thawed for sorting and identification to family or genus (invertebrates) or species (fish) (Table 2.1, 2.2).

Once identified, all samples were dried at 60°C for at least 48 hours and ground into a homogenous powder. Up to 86 individuals were pooled per sample in the case of

small abundant organisms such as gammaridae and hydropsychidae, while single whole individuals were used for larger predatory organisms (e.g. corydalidae, perlidae and gomphidae). Isotopic analyses were performed at the University of New Brunswick with a Finnigan-Mat Delta Plus mass spectrometer. Isotopic ratios were expressed following the standard equation:

$$\delta^{15}\text{N} = [({}^{15}\text{N}/{}^{14}\text{N}_{\text{sample}}/{}^{15}\text{N}/{}^{14}\text{N}_{\text{standard}}) - 1] * 1000 \quad (1)$$

where isotopic ratios are expressed as the relative parts per thousand (‰) ratio between a sample and a known reference material, which, by convention, is atmospheric nitrogen (N_2). A subset of samples was duplicated (mean standard deviation of 0.12 ‰ for 93 pairs). Classification of organisms into trophic groups (predatory or not) and feeding functional groups (scrapers, filter-feeders, shredders, collector-filters, collector-gatherers) of non-predatory invertebrates (Table 2.2) was done according to Merritt and Cummins' functional feeding groups classification (1996) and to Thorp and Covich's descriptions (1991). Information on adult fish diet (Table 2.1) was obtained from Scott and Crossman (1974).

Land Use Analysis

Watersheds for all 82 sites were delineated with ArcInfo 8.0.2. (Esri Inc. 2000) and Topaz 1.20. (Martzl and Garbrecht 1997) using topographic and hydrological geo-referenced databases from Natural Resources Canada (National Topographic Data Base 1996-1997).

Land use characterisation was done with MapInfo 5.5 (MapInfo Corporation 1999) and information on proportions of agricultural land was derived from databases on dominant land use types (Natural Resources Canada 2000). Long-term databases (from 1979 to 2001) on total nitrogen concentrations in water were provided by the Ministère de l'Environnement du Québec. Total nitrogen concentrations were derived from mean annual nitrogen concentrations by sites for the years 1979 to 2001. Sites were divided into three physiographic regions, according to the delineation of Quebec's geological regions (Service de la recherche en sol, 1977). Area of sub-watersheds was used as a measure of upstream-downstream position of stations within a watershed.

Statistical analysis

Relationships between $\delta^{15}\text{N}$ and land use were examined using analysis of variance and linear regression analyses (Systat 8.0; Sas 8.00). Arcsin (square root(p)) transformation was used in least-squares regression analysis of percent agriculture on watersheds.

Results

$\delta^{15}\text{N}$ values of primary consumers collected in 2000 varied greatly among sites (mean $\delta^{15}\text{N}$ of 1.8‰ to 15.0), with rivers and site variables accounting for 87.5% of the total variation (two-way anova with river and sites as random effects; River effects: $F = 202.5$, $df = 12$, 570 , $p < 0.0001$; site effects: $F = 22.4$, $df = 69$, 570 ; $p < 0.0001$). Thus much of variance in $\delta^{15}\text{N}$ was spatial rather than accounted for by variation among-

species of primary producers within sites. $\delta^{15}\text{N}$ of predatory invertebrates and fish were highly correlated to the $\delta^{15}\text{N}$ of primary consumers across sites (Fig. 2.2), with both groups of secondary consumers being enriched in ^{15}N relative to primary consumers (mean $\Delta\delta^{15}\text{N}$ of +1.8‰, s.e. = 0.1, n = 76 and +4.3‰, s.e. = 0.1, n = 65, for, respectively, predatory invertebrates and fish).

Median number of collected species per functional groups was 2 (1 to 6) and median number of functional group collected per site was 3 (1 to 5). Within-site pair-wise differences in mean $\delta^{15}\text{N}$ among functional groups of primary consumers ranged from 0.06 to 0.91‰ (mean $\Delta\delta^{15}\text{N}$ = 0.43) and although some of these were statistically significant (paired t-tests; Table 2.3), they remained relatively small compared to spatial variation in $\delta^{15}\text{N}$ among river stations. Within sites, collector-filters and collector-gatherers tended to be slightly enriched in $\delta^{15}\text{N}$ compared to scrapers, shredders and filter-feeders. The relationships of $\delta^{15}\text{N}$ among functional groups were all highly significant ($r^2 > 0.77$, $p < 0.0001$, for all possible relationships).

A two-way Anova using river and sampling time as random factors did not show any significant seasonal variation in $\delta^{15}\text{N}$ for all three trophic groups ($p > 0.05$) in either the du Loup (oligotrophic) or the Yamaska (eutrophic) river sites.

Combining all rivers and sites, mean aquatic primary consumer $\delta^{15}\text{N}$ showed a highly significant positive relationship with percent agricultural area on the watershed ($r^2 = 0.69$, $p < 0.0001$; Fig.2.3). Predatory invertebrates and fish $\delta^{15}\text{N}$ also increased in

parallel with percent area under agriculture although the proportions of the variance explained by the linear regression model were slightly lower than those obtained with primary consumers ($r^2 = 0.65$, $p < 0.0001$ and 0.52 , $p < 0.0001$ for predatory invertebrates and fish, respectively).

Relationships between primary consumer $\delta^{15}\text{N}$ and percent agriculture were also tested for all three physiographic regions separately ($r^2 = 0.45$, 0.61 and 0.64 ; $p < 0.0001$ for all) for the Appalachian plateau, the Canadian Shield and the Saint-Lawrence Lowlands, respectively (Fig. 2.3a). Predatory invertebrates and fish $\delta^{15}\text{N}$ also showed similar trends (Fig. 2.3b, c), predatory invertebrates showing r^2 of 0.56 , 0.52 , 0.58 and fish, r^2 of 0.36 , 0.43 , 0.39 ($p < 0.0001$ for all) for all three physiographic regions, respectively. Moreover, slopes and elevations of these regression lines within physiographic regions were not significantly different (Test of homogeneity of slopes and intercepts: $p > 0.05$, Zar 1999), suggesting that the relationships between $\delta^{15}\text{N}$ and agriculture among physiographic regions are similar.

Finally, primary consumer $\delta^{15}\text{N}$ tended to increase with total nitrogen concentrations in river water (Fig. 2.4), although the relationship proved not to be significant ($p > 0.05$) and was influenced by several outliers (see below).

Longitudinal variation in $\delta^{15}\text{N}$ within rivers

Within rivers, mean primary consumer $\delta^{15}\text{N}$ increased progressively or remained constant from upstream to downstream sites and followed agricultural development (Fig.

2.5), with few exceptions (see below). Ten of twelve rivers showed increases in area devoted to agriculture going downstream and in six of these rivers, primary consumers $\delta^{15}\text{N}$ increased significantly with increasing agricultural area (t-test on least-squares regression slopes, $p < 0.05$). Two rivers (Fig. 2.5b, k) showed no significant increases in agriculture with increasing watershed area ($p > 0.05$), and in those watersheds, primary consumer $\delta^{15}\text{N}$ remained constant. Moreover, a linear regression relating the slope of $\delta^{15}\text{N}$ versus log area to the slope of the agriculture versus log area (Fig. 2.6) showed that, when $\delta^{15}\text{N}$ values tended to increase from upstream to downstream sites, percent agriculture also increased significantly going downstream. Thus, in general, variations in $\delta^{15}\text{N}$ seem to be correlated with percentage of agricultural area, both variables tending to increase from upstream to downstream sites or remaining constant simultaneously. However, some rivers did not show this trend, $\delta^{15}\text{N}$ decreasing either slightly (Fig. 2.5g, j) or sharply (Fig. 2.5a, c) as percentage of agriculture continued to increase.

Investigation of two $\delta^{15}\text{N}$ "anomalies"

Two rivers (L'Assomption and Chaudière, Fig. 2.5a,c) showed such sharp decreases in mean primary consumer $\delta^{15}\text{N}$ (drops of 4.2 and 5.3 ‰ respectively) in their most downstream sites in the absence of a clear concurrent decrease in percent agriculture. These dramatic decreases in $\delta^{15}\text{N}$ were also observed in the other trophic levels (5.0‰ for predatory invertebrate at the L'Assomption site and 6.4‰ for mean fish

$\delta^{15}\text{N}$ at the Chaudière site). Non-piscivorous fish collected at the Chaudière site also showed a great amount of variation in their $\delta^{15}\text{N}$, ranging from 4.7‰ (*Rhinichthys cataractae*) to as high as 9.0‰ (*Etheostoma nigrum*). Further examination revealed that both sites were also outliers in the relationship between $\delta^{15}\text{N}$ and total nitrogen concentrations (Fig. 2.4), as well as in the relationship between $\delta^{15}\text{N}$ and agriculture (Fig. 2.3). Local investigations revealed that both rivers were impacted by punctual discharges of organic matter (domestic discharges and industrial effluents from an animal carcass rendering facility at the L'Assomption and the Chaudière site, respectively). Furthermore, we learned that the downstream site on L'Assomption had ceased to receive direct inputs of domestic wastes two months after our original sampling as a water filtration plant had become operational and diversion of domestic effluents had begun. No change in discharges at the Chaudière site had been reported. This led us to formulate two hypotheses to clarify our interpretation of these "anomalies" as a function of these anthropogenic inputs.

First, in the case of the L'Assomption, we hypothesized that domestic particulate inputs, which can have low $\delta^{15}\text{N}$ (Sweeney and Kaplan 1980; Rau et al. 1981; Van Dover et al. 1992; Tucker et al. 1999), had been integrated in the river food web and had therefore been responsible for the sudden drop in $\delta^{15}\text{N}$ downstream of the release point. If true, we expected to see an increase in $\delta^{15}\text{N}$ in the next year, bringing back the river food web isotopic signal more in line with the influence of the agricultural development

of its watershed (Fig. 2.5a), following the diversion of low $\delta^{15}\text{N}$ discharges on the L'Assomption river.

Secondly, we sought to clarify spatially the role of the organic effluents from the rendering plant on the Chaudière by sampling a series of stations above and below the point of release. In particular, we sought to investigate how far downstream the isotopic signal of the effluents was detectable in the river food web. We also established a series of 4 stations up to 30 km above the point of release to characterise at a finer spatial scale the variation in $\delta^{15}\text{N}$ outside the influences of these effluents. A major dam (Fig. 2.7) less than 1 km above the release point constrained upstream movement of fish and invertebrates. Thus four sites located on the L'Assomption (2) and Chaudière (2) rivers located upstream and downstream of the discharge site were sampled again in 2001. Four new sampling sites were also added on the Chaudière.

Sampling done in September 2001, a year after the filtration plant on the L'Assomption site had been operative, showed that the low $\delta^{15}\text{N}$ in primary consumers measured before in 2000 (mean $\delta^{15}\text{N} = 1.8\text{‰}$, s.e. = 0.31, $n = 5$ species) increased significantly in 2001 (mean $\delta^{15}\text{N} = 6.6\text{‰}$, s.e. = 0.19, $n = 10$ species; Single df comparison; $F = 100.2$, $df = 1$, 25 $p < 0.0001$; Fig. 2.8), while the upstream site showed a much smaller (mean $\delta^{15}\text{N} = 6.0$, s.e. = 0.54, $n = 6$ for 2000; mean $\delta^{15}\text{N} = 7.1$, s.e. = 0.29, $n = 8$ for 2001), but significant ($F = 5.6$, $df = 1$, 25 , $p < 0.05$) increase. Predatory invertebrates also showed similar striking increases in $\delta^{15}\text{N}$ downstream but not upstream of the discharge site (Fig. 2.8).

$\delta^{15}\text{N}$ measured in the downstream section of the Chaudière in 2001 remained low for all three trophic levels (Fig. 2.7). Results still showed a sharp decrease in primary consumer $\delta^{15}\text{N}$ at the discharge site. Mean primary consumer $\delta^{15}\text{N}$ was lower directly at the dumping site (-0.8‰) and increased slightly downstream, although it remained very low (1.5‰ at 1.5 km downstream of the dumping site). Significant spatial variation attributable to position above versus below the point of discharge was observed in individual primary consumer $\delta^{15}\text{N}$ between upstream and downstream sites (*A priori* single df comparison: $F = 361.7$, $df = 1, 25$, $p < 0.0001$.) Lower, but significant variation in $\delta^{15}\text{N}$ was observed between sites located downstream of the discharge site ($F = 8.2$, $df = 1, 25$, $p < 0.01$), suggesting a significant increase in $\delta^{15}\text{N}$ going downstream, while no significant variation was found among the upstream sites ($p > 0.05$). Predatory invertebrates and non-piscivorous fish $\delta^{15}\text{N}$ also showed a decrease from upstream to downstream sites and fish showed again in 2001 great variation in their $\delta^{15}\text{N}$ immediately upstream (500 m, but below the dam), and downstream (1.5 km) of the discharge site (e.g. *Rhinichthys cataractae*: 4.0‰; *Catostomus commersoni*: 16.1‰). Primary consumer $\delta^{15}\text{N}$ measured upstream of the dumping site showed no temporal variation between 2000 and 2001 ($p > 0.05$), but values measured downstream were significantly lower than values measured in 2000 ($F = 6.89$, $df = 1, 8$, $p < 0.05$), suggesting a greater incorporation of nitrogen from the effluent in the food web in 2001. Three other statistical outliers (Fig. 2.3 and 2.4) are currently under investigation.

Discussion

Intra-site variation in $\delta^{15}\text{N}$ among functional and trophic groups

Our results showed significant but small ($<1\%$, compared to among-site variation: 1-15‰) intra-site variation in $\delta^{15}\text{N}$ among functional groups of primary consumers in 2000. In particular, collector-filters had $\delta^{15}\text{N}$ values that were significantly enriched compared to detritivores, filter-feeders, and scrapers, while gatherer-collectors were enriched compared to scrapers and detritivores (Table 2.3). Enrichment of collectors could be linked to an ingestion of animal food, thus increasing their trophic position. Ingestion of animal food by non-predatory invertebrates has been observed (Cummins 1973; Anderson 1976; Cummins and Klug 1979). Zah et al. (2001) observed variability in $\delta^{15}\text{N}$ values of non-predatory invertebrates in a glacier stream. They found that some sites showed overlap in primary consumer and predator $\delta^{15}\text{N}$, which was related to the high $\delta^{15}\text{N}$ of gatherer-collectors. They suggested that omnivory was at the origin of higher $\delta^{15}\text{N}$ in gatherer-collectors, an observation which is consistent with our findings suggesting that collectors might exhibit slightly higher trophic levels. Moreover, omnivory in the predatory invertebrates might also contribute to the weaker fractionation factor (less than 3.4‰) observed between predatory invertebrates and primary consumers (Fig. 2.2). Overall, our results confirmed those of Vander Zanden and Rasmussen (2001) who observed only small variation in fractionation between carnivores (high r^2 between predators and the average $\delta^{15}\text{N}$ of potential prey).

Spatial variation in $\delta^{15}\text{N}$

Our results indicate that variation in mean $\delta^{15}\text{N}$ of aquatic primary consumers, predatory invertebrate and fish are all strongly related to agricultural development on the watershed. This is supported by the fact that, within most rivers, $\delta^{15}\text{N}$ tended to increase from upstream to downstream sites with increasing percentage of agriculture (Fig.2.5) and that, combining all rivers, $\delta^{15}\text{N}$ showed a strong correlation with percent agriculture (Fig.2.3), which was significant as well within each physiographic zone. In contrast, $\delta^{15}\text{N}$ showed little or no increases in rivers not showing longitudinal increases in agriculture (Fig. 2.5). This is well illustrated by comparing the slope of $\delta^{15}\text{N}$ versus area of the watershed with the slope of agricultural area against area of the watershed (Fig. 2.6). Both coefficients were strongly correlated ($p < 0.0001$), suggesting that substantial increases in $\delta^{15}\text{N}$ occur only in watersheds increasingly dedicated to agriculture as one moves from upstream to downstream sites. Comparable relationships between $\delta^{15}\text{N}$ of indicator organisms and agricultural land use have been observed in previous studies (Harrington et al. 1998, Hebert and Wassenaar 2001, Udy and Bunn 2001). Our results complement these studies as longitudinal trends within watersheds can help us to better understand how progressive changes in land use affect $\delta^{15}\text{N}$. Furthermore, the use of different trophic level organisms may help to identify which components of the food web are affected by anthropogenic activities from those avoiding them through migration.

Our study sites were distributed along three physiographic regions (mostly sedimentary plains versus mountainous regions) showing different physical and geological characteristics (Dubé 1994) which could have a potential impact on the N cycle and $\delta^{15}\text{N}$. Previous studies have shown significant and complementary relationships between water quality (nutrient and sediment concentrations) as well as invertebrate community structure and surficial geology/land use (Richards et al. 1996; Johnson et al. 1997; McMahon and Harned 1998; Leland and Porter 2000; Sliva and Williams 2001). If geological factors accounted for a large part of the variation in $\delta^{15}\text{N}$ in this study, we would have expected to see weak relations between $\delta^{15}\text{N}$ and agriculture within physiographic regions. However, results showed significant relationships between $\delta^{15}\text{N}$ and percent agriculture for all three regions, without significant differences in slope or intercept, suggesting a dominant role of land use on $\delta^{15}\text{N}$ values.

Outliers

Results revealed that two rivers, L'Assomption and Chaudière, showed a surprising sharp decrease in food chain $\delta^{15}\text{N}$ profile in their most downstream sections. Decreases in $\delta^{15}\text{N}$ might be related to reductions in nitrogen inputs and thus be a sign of better water quality. For instance, establishment of a riparian forest can reduce total nitrogen loads reaching water bodies (Peterjohn and Correll 1984; Osborne and Kovacic 1993; Storey and Cowley 1997; Cey et al. 1999) and improve water quality. However, both sites exhibited relatively high nitrogen concentrations (Fig. 2.4) and local

investigations revealed that they were both affected by discharges originating from industrial waste and untreated domestic effluents. Here we further explore the spatial and temporal aspects of these impacted sites.

L'Assomption river

At the time of the first sampling in June 2000, the downstream section of L'Assomption river was affected by important domestic discharges originating from the city of Joliette (~17500 inhabitants). Waste products were discharged into the river until a diversion channel directed these wastes downstream to an aerated ponds system which was implemented in August 2000. In the year following this implementation, $\delta^{15}\text{N}$ downstream of Joliette increased significantly for primary consumers, predatory invertebrates, and fish; whereas the site located upstream of the diversion did not show any significant isotopic change in any component of the food web. Increases in $\delta^{15}\text{N}$ of all three trophic levels following the diversion of the discharge of untreated wastes suggest that this punctual N input was previously incorporated in the whole food web. After diversion, the food web returned to its original high $\delta^{15}\text{N}$ isotopic profile, more typical of a river mostly affected by diffuse agricultural N loads.

Previous studies have reported that sewage discharges increased $\delta^{15}\text{N}$ (Cabana and Rasmussen, 1996; McClelland et al., 1997; McClelland and Valiela 1998; Costanzo et al. 2001; Jones et al., 2001; Lake et al., 2001); however, our results showed decreases in $\delta^{15}\text{N}$. This could be explained by the fact that unprocessed organic matter discharged in the L'Assomption river originates from terrestrial waste products having lower $\delta^{15}\text{N}$

than $\delta^{15}\text{N}$ originating from diffuse agriculture. Terrestrial waste products and common foods bought at grocery stores have been shown to have low $\delta^{15}\text{N}$ (Hebert et al. 1999; Cabana, unpublished data). Organic matter discharged in the river was untreated, thus, it could have been integrated in the food chain before it underwent changes such as mineralisation, nitrification, and denitrification. These transformations of wastewater nitrogen have been found to cause isotopic fractionation which elevates $\delta^{15}\text{N}$ values (Aravena et al. 1983). Hence, the absence of such processes in untreated domestic waste products could explain why $\delta^{15}\text{N}$ values were low at the L'Assomption site. Low $\delta^{15}\text{N}$ produced by sewage sludge discharges were reported by Sweeney and Kaplan (1980), Rau et al. (1981), Van Dover et al. (1992) and Tucker et al. (1999). However, all four studies were conducted in marine environments where $\delta^{15}\text{N}$ tends to be higher than in freshwater systems, which makes low $\delta^{15}\text{N}$ sewage-derived matter easier to detect against background. In the L'Assomption river, agricultural practices elevated $\delta^{15}\text{N}$ and enabled us to detect low $\delta^{15}\text{N}$ matter discharges that would have otherwise not been detectable in a more pristine system. Furthermore, Tucker et al. (1999) observed progressive elevations in $\delta^{15}\text{N}$ after the reduction of sewage discharges, which is comparable to our findings.

Chaudière river

A similar sharp decrease in $\delta^{15}\text{N}$ was observed in the downstream section of the Chaudière river in both 2000 and 2001 for all trophic levels. Investigations showed that

the Chaudière river was impacted by massive discharges of particulate and dissolved organic and inorganic N (Gilbert Cabana Pers. Obs.) coming from an animal-processing facility. The spatial distribution of invertebrate $\delta^{15}\text{N}$ above and below the facility's effluent was consistent with this hypothesis (Fig. 2.7b). The facility transforms animal carcasses into animal flour and is discharging left-over particulate and dissolved animal matter into the river. The dramatic decrease in $\delta^{15}\text{N}$ observed at this site could be attributable to the low $\delta^{15}\text{N}$ of body tissues of the animals transformed, which, we suspect, consist of farm animals. Hebert et al. (1999) showed that tissues from farm animals such as pigs and chicken have relatively low $\delta^{15}\text{N}$ (under 6‰), which is consistent with our hypothesis. The rendering process itself may also result in fractionation leaving low $\delta^{15}\text{N}$ residues to be discarded in the river.

Primary consumers were collected directly at the discharge site in 2001 and showed extremely low $\delta^{15}\text{N}$ (mean = -0.77, s.e = 0.73 n = 4 taxa), with only a slight increase in $\delta^{15}\text{N}$ 1.5 km downstream (mean = 1.48, s.e. = 0.98 n = 5 taxa), suggesting that the impact of the animal-processing plant on the river food web reaches the scale of kilometers.

Higher trophic levels also showed dramatic decreases in $\delta^{15}\text{N}$ downstream of the effluent. However, in contrast to primary consumers, fish showed important variations in their $\delta^{15}\text{N}$ at the downstream site in 2000 (1.5 km) and at two sites located closely upstream (less than 500 metres) and downstream (1.5 km) of the discharge site in 2001.

These variations could be related to migration of fish upstream and downstream of the effluent site. Fish having high $\delta^{15}\text{N}$ are suspected to be originating from upstream locations that are not affected by the plant discharges or from the St-Lawrence river located 3 km downstream. Fish having low $\delta^{15}\text{N}$ probably feed mainly in the section impacted by low $\delta^{15}\text{N}$ discharges. A dam located less than 1 km upstream of the dumping site prevented fish from migrating further upstream. Fish captured upstream of the dam systematically showed high averages and low variation in their $\delta^{15}\text{N}$, supporting our contention that migration in and out of the section affected by the industrial discharges was the main cause of the variation observed in $\delta^{15}\text{N}$. This variation in fish $\delta^{15}\text{N}$ suggests that fish are not a good indicator of local $\delta^{15}\text{N}$ when migration is possible. However, invertebrates tend to be less mobile and are shown here to be more reliable indicators of spatial variation in the $\delta^{15}\text{N}$ profile of rivers.

In both the L'Assomption and Chaudière sites, point-source N inputs greatly lowered the $\delta^{15}\text{N}$ of biota collected below the point of discharge. How much nitrogen did those N discharges contribute relative to the total N flux of the rivers? To estimate this, we assumed that all forms of nitrogen (particulate, dissolved, organic and inorganic) are equally incorporated and transferred up the food chain with similar fractionation. We started with a simple two-source mixing model equation:

$$\delta^{15}\text{N}_{\text{mix}} = ((\delta^{15}\text{N}_{\text{riv}} * \text{N}_{\text{riv}}) + (\delta^{15}\text{N}_{\text{eff}} * \text{N}_{\text{eff}})) / (\text{N}_{\text{riv}} + \text{N}_{\text{eff}}) \quad (2)$$

where $\delta^{15}\text{N}_{\text{riv}}$, $\delta^{15}\text{N}_{\text{eff}}$, $\delta^{15}\text{N}_{\text{mix}}$, N_{riv} and N_{eff} are the isotopic signals ($\delta^{15}\text{N}$) and the nitrogen fluxes (N) of the river, the effluent, and the resulting isotopic signal of the mixing of river and effluent. Here the measured parameters were $\delta^{15}\text{N}_{\text{mix}}$, $\delta^{15}\text{N}_{\text{riv}}$ and N_{riv} . $\delta^{15}\text{N}_{\text{mix}}$ and $\delta^{15}\text{N}_{\text{riv}}$ represent the isotopic signal measured downstream and upstream of the discharge site, respectively, and are estimated by the average $\delta^{15}\text{N}$ of primary consumers collected above and below the point of discharge. N_{riv} was estimated by multiplying the average daily discharge of the river ($\text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$) by the average total nitrogen concentration measured upstream of the discharge ($\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$). After rearranging equation 2, we can estimate the flux of total nitrogen from the effluent as:

$$\text{N}_{\text{eff}} = (\text{N}_{\text{riv}} * (\delta^{15}\text{N}_{\text{mix}} - \delta^{15}\text{N}_{\text{riv}})) / (\delta^{15}\text{N}_{\text{eff}} - \delta^{15}\text{N}_{\text{mix}}) \quad (3)$$

The magnitude of N_{eff} needed to balance the equation necessarily decreases as the hypothetical $\delta^{15}\text{N}_{\text{eff}}$, which we did not measure, decreases (Fig. 2.9). However, over the range of reasonable $\delta^{15}\text{N}_{\text{eff}}$ values (which have to be less than $\delta^{15}\text{N}_{\text{mix}}$), the rate to which the rendering facility is discharging nitrogen exceeds many times (up to 7-fold) the total N flux from the rest of the watershed reaching our upstream study site closest to the discharge point (500 m). The same model was applied to the L'Assomption river (Fig. 2.9b) and predicts that total nitrogen previously discharged as untreated domestic effluents in the river constituted up to 2.5 times the “normal” N flux of the river. At this site, information on the total N flux into the water treatment ponds (estimated at about

250 kg N.d⁻¹, Ministère de l'Environnement 2001, Ministère des affaires municipales et de la Métropole 2002), which used to be discharged into the river, suggests that, by mass-balance calculations, $\delta^{15}\text{N}_{\text{eff}}$ ought to be close to -8‰ (Fig. 2.9b). Estimates of $\delta^{15}\text{N}$ values of the effluent originating from the rendering plant on the Chaudière river were also potentially very low (well under 0‰). Low $\delta^{15}\text{N}$ in this range for sewage effluents have been reported by Van Dover et al. (1992) and Tucker et al. (1999) who found, respectively, $\delta^{15}\text{N}$ values of -1.1‰ (sewage sludge) and $+1.1\text{‰}$ ($0\text{--}1.9\text{‰}$; effluent particles).

Finally, both cases illustrate how the impact of a single point source discharge can sometimes overexceed the nitrogen flux generated by diffuse sources of an entire watershed. Results obtained for the Chaudière and L'Assomption rivers suggest that inputs of nitrogen derived from the human food web can be assimilated and integrated into the entire aquatic ecosystem. In the L'Assomption river, $\delta^{15}\text{N}$ of consumers up to small fish changed dramatically ($>4\text{‰}$) and consistently only a year after diversion of domestic wastes inputs. This rapid recovery is not concordant with Harding et al. (1998), who suggested that past land uses could have a long lasting impact on present stream community characteristics. In this case, however, we must differentiate streams impacted by agricultural practices which have a long-term impact, from streams impacted by punctual urban discharges which can show rapid recovery when the discharge is eliminated. Biogeochemical indicators such as stable isotopes may also reveal recovering changes in the ecosystem nutrient metabolism before a complete taxonomic recovery of the community is observed.

Conclusions

Our findings suggest that $\delta^{15}\text{N}$ of primary and secondary consumers can be used to trace spatial variation in land use both between and within watersheds. Furthermore, results have shown that $\delta^{15}\text{N}$ can react rapidly (in space and time) to changes in point-source discharges, which could support its use as an ecosystem health monitoring tool.

Acknowledgements

We would like to thank Vincent Préfontaine, Steve Gaouette, Wendy Giroux, Véronique Bérard and Olivier Mathieu for their assistance on field trips as well as for the identification of invertebrates and fish. Databases and suggestions for GIS analyses were provided by Pierre-André Bordeleau, Caroline Richard and Denis Leroux. Supplementary information on the aerated ponds in Joliette was provided by Luc Rondeau, Jean-Pierre Beaumont and Réjean Dumas. Information on nitrogen concentrations in water was provided by Marc Simoneau. Fish on the Chaudière river in 2001 were provided by Jean Trancia. This study was supported by an NSERC research grant to Gilbert Cabana and a graduate FCAR fellowship to Caroline Anderson.

References

- Anderson, N.H. 1976. Carnivory by an aquatic detritivore, *Clistoronia magnifica* (Trichoptera:Limnephilidae). *Ecology* **57** (5): 1081-1085.
- Aravena, R., Evans, M.L. and Cherry, J.A. 1983. Stable isotopes of oxygen and nitrogen in source identification of nitrate from septic systems. *Ground Water* 31(2): 180-186.
- Arheimer, B. and Liden, R. 2000. Nitrogen and phosphorus concentrations from agricultural catchments –influence of spatial and temporal variables. *J. Hydrol.* 227: 140-159
- Battaglin, W.A., Kendall, C., Chang, C.C.Y., Silva, S.R., and Campbell, D.H. 2001. Chemical and isotopic evidence of nitrogen transformation in the Mississippi River, 1997-98. *Hydrol. Proc.* 15: 1285-1300.
- Cabana, G. and Rasmussen, J.B. 1996. Comparison of aquatic food chain using nitrogen isotopes. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA* **93**: 10844-10847.
- Cey, E.E., Rudolph, D.L., Aravena, R. and Parkin, G. 1999. Role of the riparian zone in controlling the distribution and fate of agricultural nitrogen near a small stream in southern Ontario. *Journal of Contaminant Hydrology* **37**: 45-67.

Chambers, P.A., Kent, R., Charlton, M.N., Guy, M., Gagnon, C., Roberts, E., Grove, G. and Foster, N. 2001. Nutrients and their impact on the Canadian Environment. Ottawa, Ontario.

Costanzo, S.D., O'Donohue, M.J., Dennison, W.C., Loneragan, N.R., and Thomas, M. 2001. A new approach for detecting and mapping sewage impacts. *Marine Pollution Bulletin* **42**(2): 149-156.

Cummins K.W. 1973. Trophic relations of aquatic insects. *Annual Review of Entomology* **18**: 183-206.

Cummins, K.W. and Klug, M.J. 1979. Feeding ecology of stream invertebrates. *Annual Review of Ecology and Systematics* **10**: 147-172.

Downing, J.A., McClain, M., Twilley, R., Melack, J.M., Elser, J., Rabalais, N.N., Lewis JR., W.M., Turner, R.E., Corredor, J., Soto, D., Yanez-Arancibia, A., Kopaska, J.A. and Howart, R.W. 1999. The impact of accelerating land-use change on the N-Cycle of tropical aquatic ecosystems: Current conditions and projected changes. *Biogeochemistry* **46**: 109-158.

Dubé, C. (Ed). 1994. Géologie du Québec. Gouvernement du Québec, Québec.

Galloway, J.N. and E.B. Cowling. 2002. Reactive nitrogen and the world : 200 years of change. *Ambio* **31**: 64-71.

Harding, J.S., Benfield, E.F., Bolstad, P.V., Helfman, G.S. and Jones, E.B.D. 1998. Stream biodiversity : The ghost of land use past. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA* **95**: 14843-14847.

Harding, J.S., Young, R.G., Hayes, J.W., Shearer, K.A., and J.D. Stark. 1999. Changes in agricultural intensity and river health along a river continuum. *Freshw. Biol.* **42**: 345-357.

Harrington, R.R., Kennedy, B.P., Chamberlain, C.P., Blum, J.D. and Folt, C.L. 1998. ^{15}N enrichment in agricultural catchments : field patterns and applications to tracking Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Chemical Geology* **147**: 281-294.

Heaton, T.H.E. 1986. Isotopic studies of nitrogen pollution in the hydrosphere and atmosphere: a review. *Chem. Geol.* **59**: 87-102.

Hebert, C.E., Shutt, J.L., Hobson, K.A. and Weseloh, D.V. 1999. Spatial and temporal differences in the diet of Great lakes herring gulls (*Larus argentatus*): evidence from stable isotope analysis. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **56**: 323-338.

Hebert, C.E. and Wassenaar, L.I. 2001. Stable nitrogen isotopes in waterfowl feathers reflect agricultural land use in western Canada. *Environmental Science and Technology* **35**: 3482-3487.

Högberg, P. 1990. Forests losing large quantities of nitrogen have elevated ^{15}N : ^{14}N ratios. *Oecologia* **84**: 229-231.

Howart, R.W. 1998. An assessment of human influences on fluxes of nitrogen from the terrestrial landscape to the estuaries and continental shelves of the North Atlantic Ocean. *Nutrient cycling in agroecosystems* **52**: 213-223.

Johnson, L.B., Richards, C., Host, G.E. and Arthur, J.W. 1997. Landscape influences on water chemistry in Midwestern stream ecosystems. *Freshwater Biology* **37**: 193-208.

Jones, A.B., O'Donohue, M.J., Udy, J. and Dennison, W.C. 2001. Assessing ecological impacts of shrimp and sewage effluent : Biological indicators with standard water quality analyses. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **52**: 91-109.

Kendall, C. 1998. Tracing nitrogen sources and cycling in catchments. In: Kendall, C. and McDonnell, J.J. (Eds). *Isotope tracers in catchment hydrology*. Elsevier, Amsterdam. p.519-576.

Kellman, L, and C. Hillaire-Marcel. 1998. Nitrate cycling in streams : using natural abundances of $\text{NO}_3^- \delta^{15}\text{N}$ to measure in-situ denitrification. *Biogeochemistry* **43**: 273-292.

Kohl, D.H., Shearer, G.B. and Commer, B. 1971. Fertilizer nitrogen: contribution to nitrate in surface water in a corn belt watershed. *Science* **174**: 1331-1334.

Kronvanq, B., Hoffman, C.C., Svendsen, L.M., Windolf, J., Jensen, J.P., and Dorge, J. 1999. Retention of nutrients in river basins. *Aquat. Ecol.* **33**: 29-40.

Lake, J.L., McKinney, R.A., Osterman, F.A., Pruell, R.J., Kiddon, J., Ryba, S.A. and Libby, A.D. 2001. Stable nitrogen isotopes as indicators of anthropogenic activities in small freshwater systems. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* **58**: 870-878.

Leggett, M.F., Johannsson, O., Hesslein, R., Dixon, D.G., Taylor, W.D., and M.R. Servos. 2000. Influence of inorganic nitrogen cycling on the $\delta^{15}\text{N}$ of Lake Ontario biota. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **57**: 1489-1496. High temp variability in components

Leland, H.V. and Porter, S.D. 2000. Distribution of benthic algae in the upper Illinois river basin in relation to geology and land use. *Freshwater biology* **44**: 279-301.

MacLeod, N.A. and Barton, D.R. 1998. Effects of light intensity, water velocity, and species composition on carbon and nitrogen isotopes ratios in periphyton. *Canadian journal of fisheries and aquatic sciences* **55**: 1919-1925.

Mayer, B., Boyer, E.W., Goodale, C., Jaworski, N.A., Breemen, N.V., Howart, R.W., Seitzinger, S., Billen, G., Lajtha, K., Nadelhoffer, K., Van Dam, D., Hetling, L.J., Nosal, M. and Paustian, K. 2002. Sources of nitrate in rivers draining sixteen watersheds in the northeastern U.S.: Isotopic constraints. *Biogeochemistry* **57/58**: 171-197.

McClelland, J.W., Valiela, I. and Michener, R.H. 1997. Nitrogen-stable isotope signatures in estuarine food webs: A record of increasing urbanisation in coastal watershed. *Limnology and Oceanography* **42**(5): 930-937.

McCelland, J.W. and Valiela, I. 1998. Linking nitrogen in estuarine producers to land-derived sources. *Limnology and Oceanography* **43**(4): 577-585.

McMahon, G. and Harned, D.A. 1998. Effect of environmental setting on sediment, nitrogen, and phosphorus concentrations in Albemarle-Pamlico drainage basin, North Carolina and Virginia, USA. *Environmental management* **22**(6): 887-903.

Merritt, R.W. and Cummins, K.W. 1996. An introduction to the aquatic insects of North America. Third edition. Kendall/Hunt Publishing Company. Dubuque. Iowa.

Minagawa, M. and Wada, E. 1984. Stepwise enrichment of $\delta^{15}\text{N}$ along food chains : Further evidence and the relation between $\delta^{15}\text{N}$ and age. *Geochimica and Cosmochimica Acta* **48**: 1135-1140.

Osborne, L.L. and Wiley, M.J. 1988. Empirical relationships between land use/cover and stream water quality in an agricultural watershed. *Journal of Environmental management* **26**: 9-27.

Osborne, L.L. and Kovacic, D.A. 1993. Riparian vegetated buffer strips in water-quality restoration and stream management. *Freshwater biology* **9**: 243-258.

Painchaud, J. 1997. La qualité de l'eau des rivières du Québec: état et tendances. Ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction des écosystèmes aquatiques. Québec.

Peierls, B.L., Caraco, N.F., Pace, M.L. and Cole, J.J. 1991. Human influence on river nitrogen. *Nature* **350**: 386-387.

Peterjohn, W.T. and Correll, D.L. 1984. Nutrient dynamics in an agricultural watershed :Observations on the role of a riparian forest. *Ecology* **65**: 1466-1475.

Post, D.M. 2002. Using stable isotopes to estimate trophic positions: Models, methods, and assumptions. *Ecology* **83**: 703-718.

Rabalais, N.N. 2002. Nitrogen in aquatic systems. *Ambio* **31**: 102-112

Rau, G.H., Sweeney, R.E., Kaplan, I.R., Mearns, A.J., and Yound, D.R. 1981. Differences in animal ^{13}C , ^{15}N and D abundance between a polluted and an unpolluted coastal site: likely indicators of sewage uptake by a marine food web. *Est. Coast. Shelf Sci.* **13**: 701-707.

Richards, C., Johnson, L.B. and Host, G.E. 1996. Landscape-scale influences on stream habitats and biota. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **53** (Suppl. 1): 295-311.

Robinson, D. 2001. $\delta^{15}\text{N}$ as an integrator of the nitrogen cycle. *Trends Ecol. Evol.* **16**: 153-162.

Scott, W.B. and Crossman, E.J. 1974. Poissons d'eau douce du Canada. Service des pêches et des sciences de la mer, Ministère de l'environnement. Ottawa. Ontario.

Sliva, L. and Williams, D.D. 2001. Buffer zone versus whole catchment approaches to studying land use impact on river water quality. *Wat. Res.* **35**(14): 3462-3472.

Storey, R.G. and Cowley, D.R. 1997. Recovery of three New Zealand rural streams as they pass through native forest remnants. *Hydrobiology* **353**: 63-76.

Sweeney, R.E. and Kaplan, I.R. 1980. Natural abundance of ^{15}N as a source indicator for near-shore marine sedimentary and dissolved nitrogen. *Mar. Chem.* **9**: 81-94.

Thorp, J.H. and Covich, A.P. 1991. Ecology and classification of North American freshwater invertebrates. Academic Press Inc. San Diego. California.

Tucker, J., Sheats, N., Giblin, A.E., Hopkinson, C.S. and Montoya, J.P. 1999. Using stable isotopes to trace sewage-derived material through Boston Harbor and Massachusetts bay. *Marine environmental research* **48**: 353-375.

Udy, J.W. and Bunn, S.E. 2001. Elevated $\delta^{15}\text{N}$ values in aquatic plants from cleared catchments : why? *Mar. Freshwater Res.* **52** :347-351.

Vander Zanden, M.J. and Rasmussen, J.B. 2001. Variation in $\delta^{15}\text{N}$ and $\delta^{13}\text{C}$ trophic fractionation: Implications for aquatic food web studies. *Limnology and Oceanography* **46**(8): 2061-2066.

Van Dover C.L., Grassle, J.F., Fry, B., Garritt, R.H. and Starczak, V.R. 1992. Stable isotope evidence for entry of sewage-derived organic material into a deep-sea food web. *Nature* **360**: 153-155.

Whitehead, P.G., Johnes, P.J. and Butterfield, D. 2002. Steady state and dynamic modelling of nitrogen in the River Kennet : impacts of land use change since the 1930s. *Sci. Tot. Env.* **282-283**: 417-434.

Wittgren, H.B. and Arheimer, B. 1996. Source apportionment of riverine nitrogen transport based on catchment modelling. *Wat. Sci. Tech.* **33**: 109-115.

Yoshioka, T. ,Wada E., and Hayashi, H. 1994. A stable isotope study on seasonal food web dynamics in a eutrophic lake. *Ecology* **75**(3): 835-846.

Zah, R., Burgherr, P. Bernasconi, S.M. and Uehlinger, U. 2001. Stable isotope analysis of macroinvertebrates and their food sources in a glacier stream. *Freshwater biology* **46**: 871-882.

Zar, J.H. 1999. Biostatistical analysis. Prentice Hall, New Jersey.

Table 2.1. Classification of invertebrates collected during summer of 2000. Functional and trophic groupings were attributed following Merritt and Cummins (1996) and Thorp and Covich (1991).

Genus	Trophic group	Functional group	Genus	Trophic group	Functional group
Plecoptera			<i>Macromia</i>	P	P
<i>Acroneuria</i>	P	P	<i>Neurocordulia</i>	P	P
<i>Agneta</i>	P	P	<i>Ophiogomphus</i>	P	P
<i>Isoperla</i>	P	P	<i>Somatochlora</i>	P	P
<i>Paragnetina</i>	P	P	Megaloptera		
<i>Perlesta</i>	P	P	<i>Corydalus</i>	P	P
<i>Pteronarcys</i>	PC	D	<i>Nigronia</i>	P	P
Odonata			<i>Sialis</i>	P	P
<i>Amphiagrion</i>	P	P	Ephemeroptera		
<i>Argia</i>	P	P	<i>Anthopotamus</i>	PC	C
<i>Boyeria</i>	P	P	<i>Drunella</i>	PC	S
<i>Calopteryx</i>	P	P	<i>Epeorus</i>	PC	G, S
<i>Coenagrion</i>	P	P	<i>Ephemera</i>	PC	G, F
<i>Cordulegaster</i>	P	P	<i>Ephemerella</i>	PC	G, S
<i>Enallagma</i>	P	P	<i>Ephoron</i>	PC	G, F
<i>Epitheca</i>	P	P	<i>Heptagenia</i>	PC	S, G
<i>Gomphus</i>	P	P	<i>Isonychia</i>	PC	C
<i>Hagenius</i>	P	P	<i>Neophemera</i>	PC	G

Genus	Trophic group	Functional group	Genus	Trophic group	Functional group
<i>Serratella</i>	PC	G	Diptera		
<i>Stenonema</i>	PC	S, G	<i>Atherix</i>	P	P
Trichoptera			<i>Hexatoma</i>	P	P
<i>Brachycentrus</i>	PC	C, S	<i>Hibomitra</i>	P	P
<i>Ceratopsyche</i>	PC	C	<i>Tipula</i>	PC	D, C
<i>Cheumatopsyche</i>	PC	C	Coleoptera		
<i>Chimarra</i>	PC	C	<i>Dineutus</i>	P	P
<i>Cyrnellus</i>	PC	C	<i>Psephenus</i>	PC	S
<i>Dolophilodes</i>	PC	C	Other invertebrates		
<i>Hydropsyche</i>	PC	C	<i>Asellus</i>	PC	D
<i>Lepidostoma</i>	PC	D	<i>Campeloma</i>	PC	S
<i>Macrostemum</i>	PC	C	<i>Elliptio</i>	PC	F
<i>Neureclipsis</i>	P	P, C, S	<i>Gammarus</i>	PC	D
<i>Pycnopsyche</i>	PC	D	<i>Physella</i>	PC	S
<i>Rhyacophila</i>	P	P	<i>Planorbella</i>	PC	F

C= Collector-Filter; D= Detritivore/Shredder; F= Filter-Feeder; G= Collector-Gatherer;

P= Predator; PC= Primary consumer; S= Scraper

Table 2.2. Classification of fish collected during summer of 2000. Principal food ingested is algae and detritus (H) or invertebrates (I) (Scott and Crossman 1974).

Species	Feeding group	Species	Feeding group
<i>Catostomus commersoni</i>	I	<i>Notropis bifrenatus</i>	I
<i>Cottus bairdi</i>	I	<i>Notropis volucellus</i>	I, H
<i>Cottus cognatus</i>	I	<i>Noturus flavus</i>	I, H
<i>Etheostoma flabellare</i>	I	<i>Percina caprodes</i>	I
<i>Etheostoma nigrum</i>	I, H	<i>Percina copelandi</i>	I, H
<i>Exoglossum maxillingua</i>	I	<i>Pimephales notatus</i>	H, I
<i>Fundulus diaphanus</i>	I	<i>Rhinichthys atratulus</i>	I
<i>Hybognatus muchalis</i>	H	<i>Rhinichthys cataractae</i>	I
<i>Lepomis gibbosus</i>	I	<i>Semotilus atromaculatus</i>	I, H

Table 2.3. Average within-site $\delta^{15}\text{N}$ differences ($\Delta\delta^{15}\text{N}$) between invertebrate functional groups (lower left side of the matrix; number of sites shown in parentheses) and slopes and intercepts of the across-site $\delta^{15}\text{N}$ - $\delta^{15}\text{N}$ relationships between invertebrate functional groups (upper right). Significance of differences in mean $\delta^{15}\text{N}$ values of functional groups was determined with paired t-tests (Bonferonni corrected). Significant relationships ($p < 0.05$) are shown in bold. Isotopic enrichment is presented as the enrichment of groups in row compared to groups in column. Slopes and intercepts are presented for groups in rows as dependent variable and groups in columns as independent variable.

Functional group	Collector-filterer	Gatherer	Scraper	Detritivore	Filter-feeder
Collector-filterer	-	1.1, -0.3	1.0, 0.6	1.7, 0.89	1.1, 0.1
Gatherer	-0.06 (43)	-	1.0, 0.4	0.8, 2.1	1.2, -0.9
Scraper	-0.55 (71)	-0.38 (34)	-	0.9, 1.4	1.0, 0.0
Detritivore	-0.88 (50)	-0.91 (24)	-0.31 (45)	-	1.0, 0.5
Filter-feeder	-0.83 (20)	-0.34 (9)	-0.07 (17)	-0.09 (16)	-

Figure captions

Figure 2.1. Watersheds and stations sampled during summer 2000. Watersheds: (a) L'Assomption, (b) Bécancour, (c) Chaudière, (d) du Loup, (e) Etchemin, (f) Jacques-Cartier, (g) Maskinongé, (h) Nicolet, (i) Sainte-Anne, (j) Saint-François, (k) Saint-Maurice, (l) Yamaska, (m) Batiscan and (n) Achigan, (o) Ouareau (the last two are tributaries of the L'Assomption river). The two stars represent the L'Assomption and Chaudière river sites affected by point-source discharges (see text). Bold lines delineate the three physiographic regions, which are, respectively, the Appalachian plateau (lower section), the Saint-Lawrence Lowlands (middle section) and the Canadian Shield (upper section).

Figure 2.2. Relationships between mean $\delta^{15}\text{N}$ (‰) of predatory invertebrates (regression line: $y=1.1*x-2.4$; $r^2 = 0.92$, $p < 0.0001$, dark triangles), non-piscivorous fish (regression line: $y=0.8*x-2.0$; $r^2 = 0.86$, $p < 0.0001$, light circles) and mean $\delta^{15}\text{N}$ of primary consumers (‰). The solid line represents the 1:1 relationship and the dashed line corresponds to the fractionation factor expected for secondary consumers compared to primary consumers (+3.4‰, Minagawa and Wada 1984).

Figure 2.3. Relationships between $\delta^{15}\text{N}$ (‰) of primary consumers (a), predatory invertebrates (b) and fish (c) and percent agricultural land in the Appalachian plateau (solid triangles), the Canadian Shield (solid circles) and the Saint-Lawrence Lowlands (opened circles). Least squares regression lines are represented by a long-dashed line

(Appalachian plateau), a solid line (Shield) and a short-dashed line (Lowlands). 95% Gaussian bivariate confidence ellipses are also shown. Letters 'A' and 'B' indicate the L'Assomption river site downstream of Joliette and the downstream Chaudière site, respectively. The sites 'C' and 'D' are located on an agricultural tributary of the Etchemin river and downstream of Sherbrooke city (Saint-François river), respectively.

Figure 2.4. Relationship between mean primary consumer $\delta^{15}\text{N}$ (‰) and total nitrogen concentrations (mg l^{-1}). Sites 'A' and 'B' are the impacted downstream L'Assomption and Chaudière sites, respectively, while 'C' is located downstream of Thetford Mines and Black Lake cities on the Bécancour river. Error bars correspond to ± 1 S.E.

Figure 2.5. Longitudinal relationships between primary consumers (circles), predatory invertebrates (triangles), fish (squares) $\delta^{15}\text{N}$ (‰), or percent agriculture ('x') and watershed area (km^2). For each site, watershed area is a measure of the longitudinal position along the watershed. Error bars correspond to ± 1 S.E.

Figure 2.6. Relationship between the slope of $\delta^{15}\text{N}$ (‰) and log area (km^2) and the slope of percent agriculture (%; arcsin(square root) transformed) and log area. The solid line represents the regression line. Letters representing watersheds are the same as in Fig. 1 and 5.

Figure 2.7. $\delta^{15}\text{N}$ (‰) of primary consumers (solid circles), predatory invertebrates (triangles) and fish (opened circles) in a) the Chaudière watershed in 2000 and b) the lower section of the river (inserted in a) in 2001. Distances from the river mouth (km) are presented beside each site. Note the change in x-axis scale in lower panel. Error bars correspond to ± 1 S.E.

Figure 2.8. $\delta^{15}\text{N}$ (‰) of primary consumers (solid circles), predatory invertebrates (triangles) and fish (opened circles) before (dashed lines) and after (solid lines) a water treatment system (aeration ponds) was established on the L'Assomption river and diversion of domestic waste effluent had begun. Error bars correspond to ± 1 S.E.

Figure 2.9. Predicted relationships between total nitrogen flux and $\delta^{15}\text{N}$ (‰) of two effluents located on a) the Chaudière river and b) L'Assomption river derived by mass-balance calculations. The isotope mixing model is described in the text.

Fig. 2.1.
Anderson and Cabana

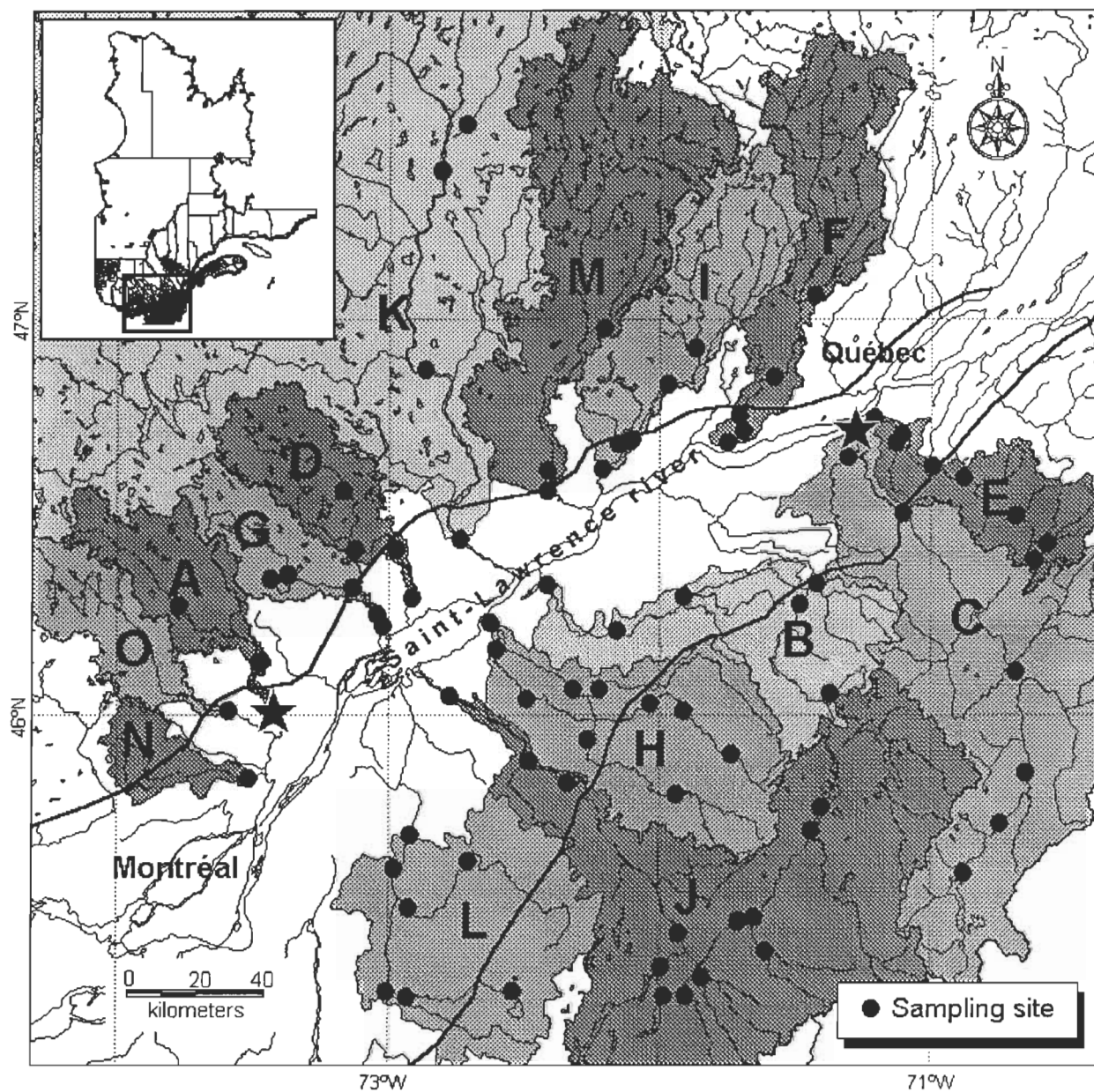
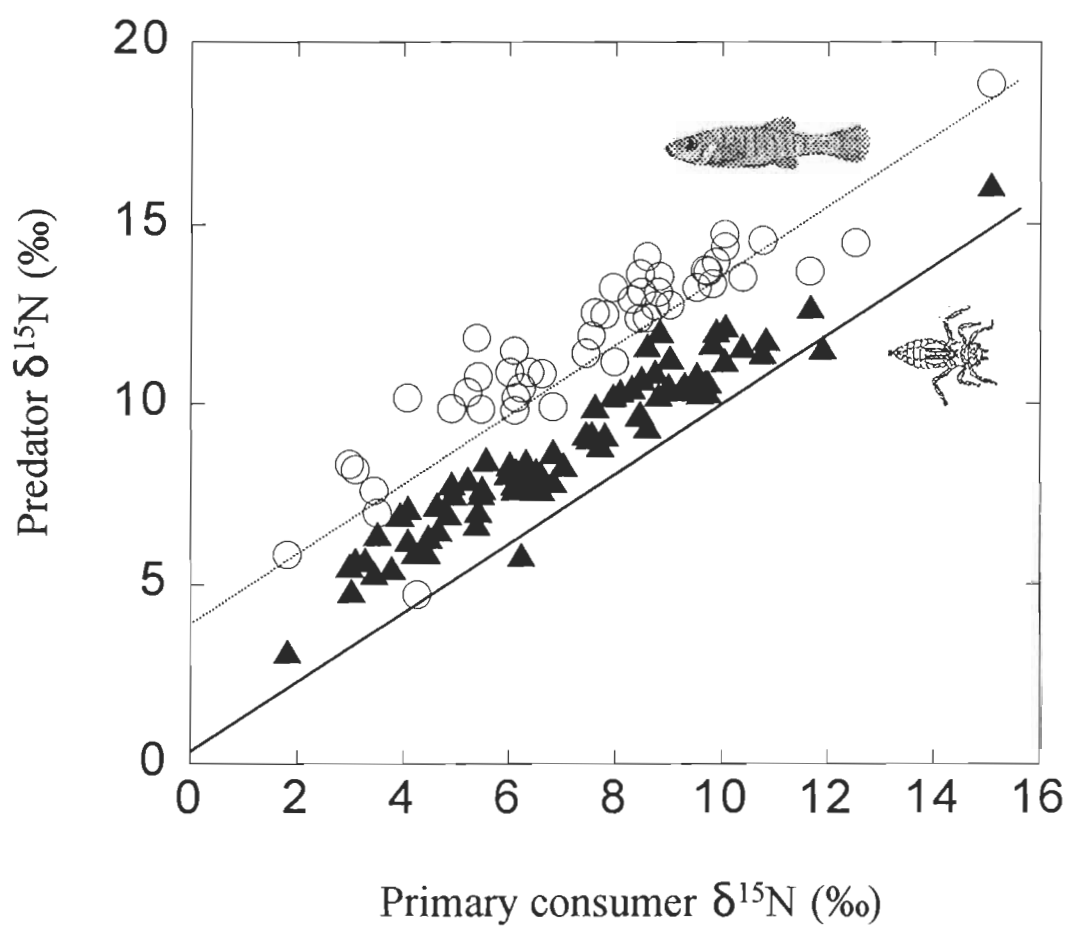


Fig. 2.2.
Anderson and Cabana



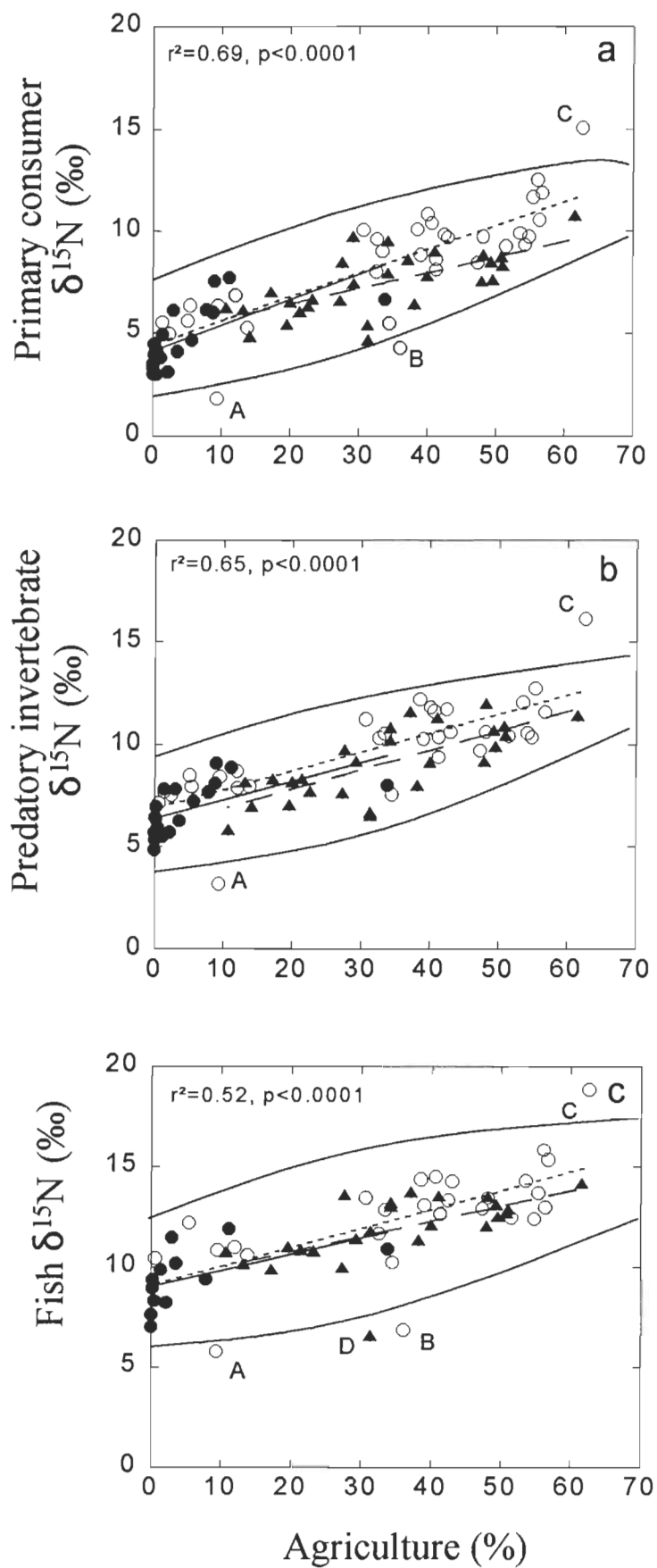


Fig. 2.3.
Anderson and Cabana

Fig. 2.4.
Anderson and Cabana

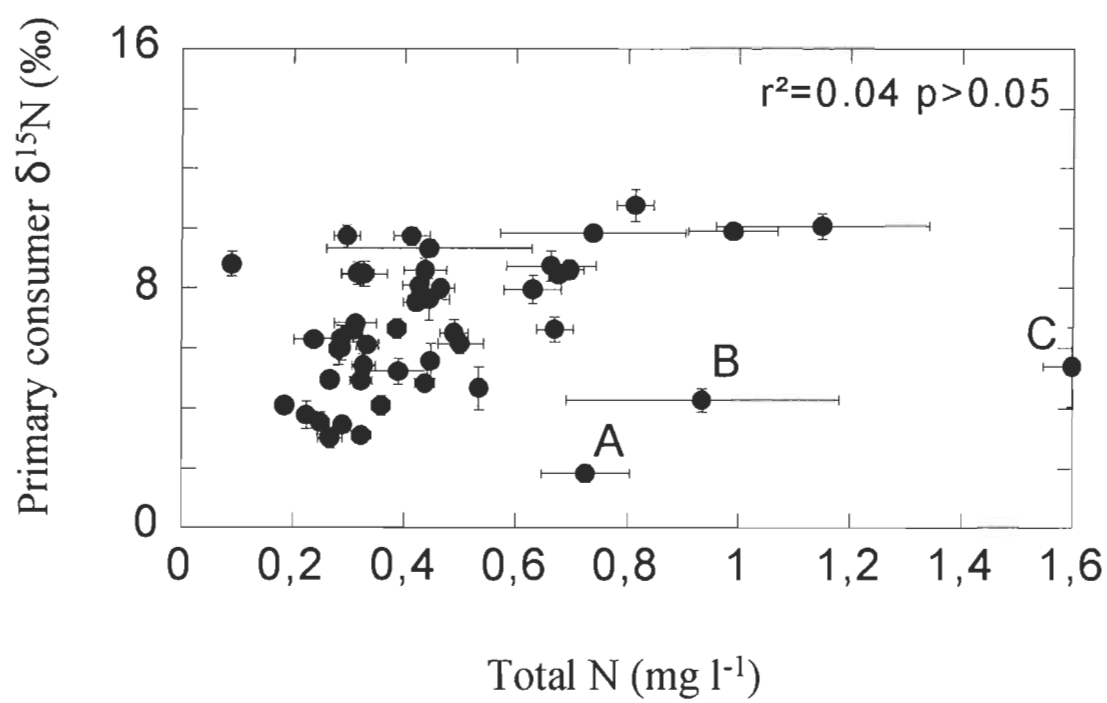


Fig. 2.5.
Anderson and Cabana

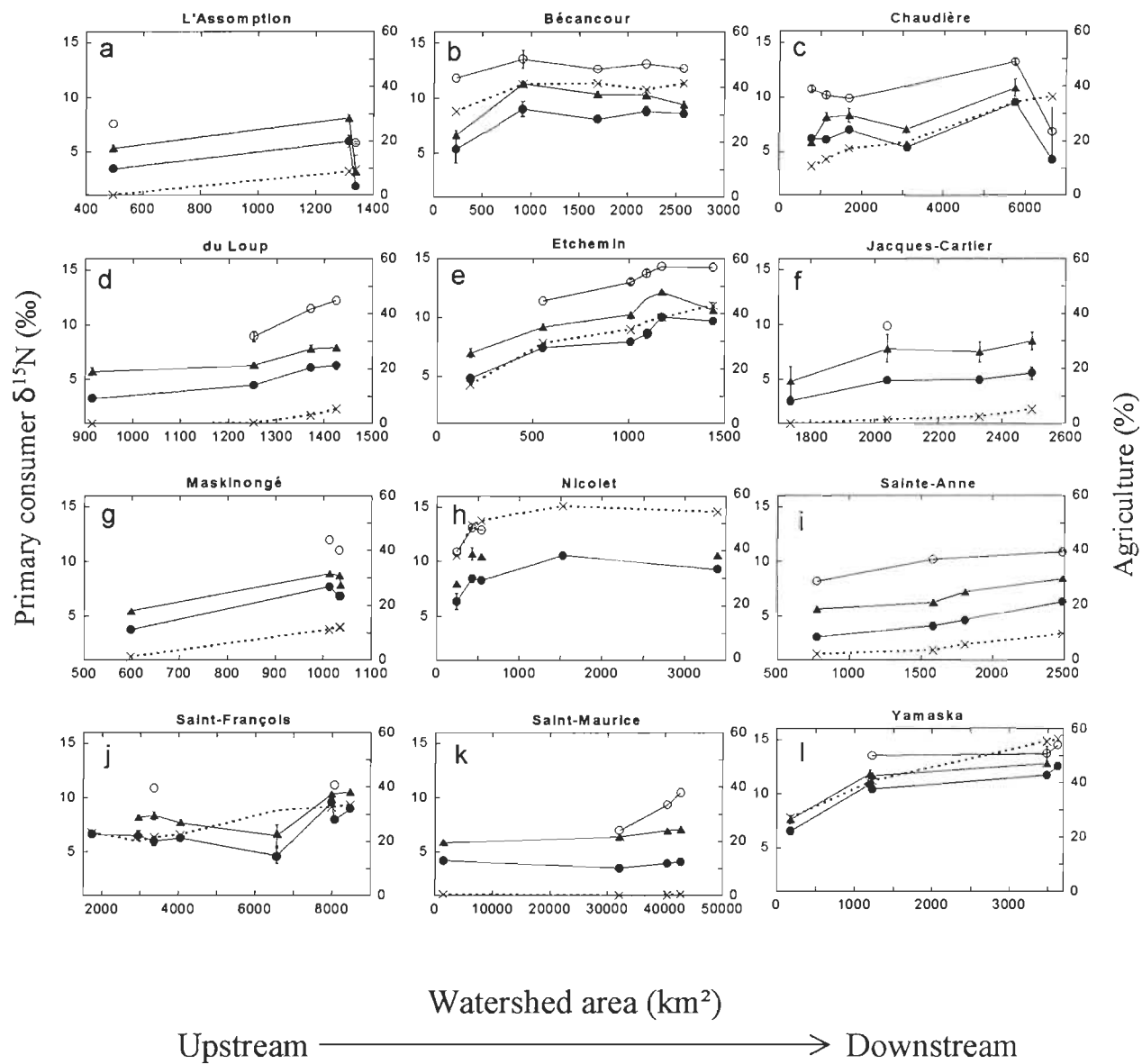


Fig. 2.6.
Anderson and Cabana

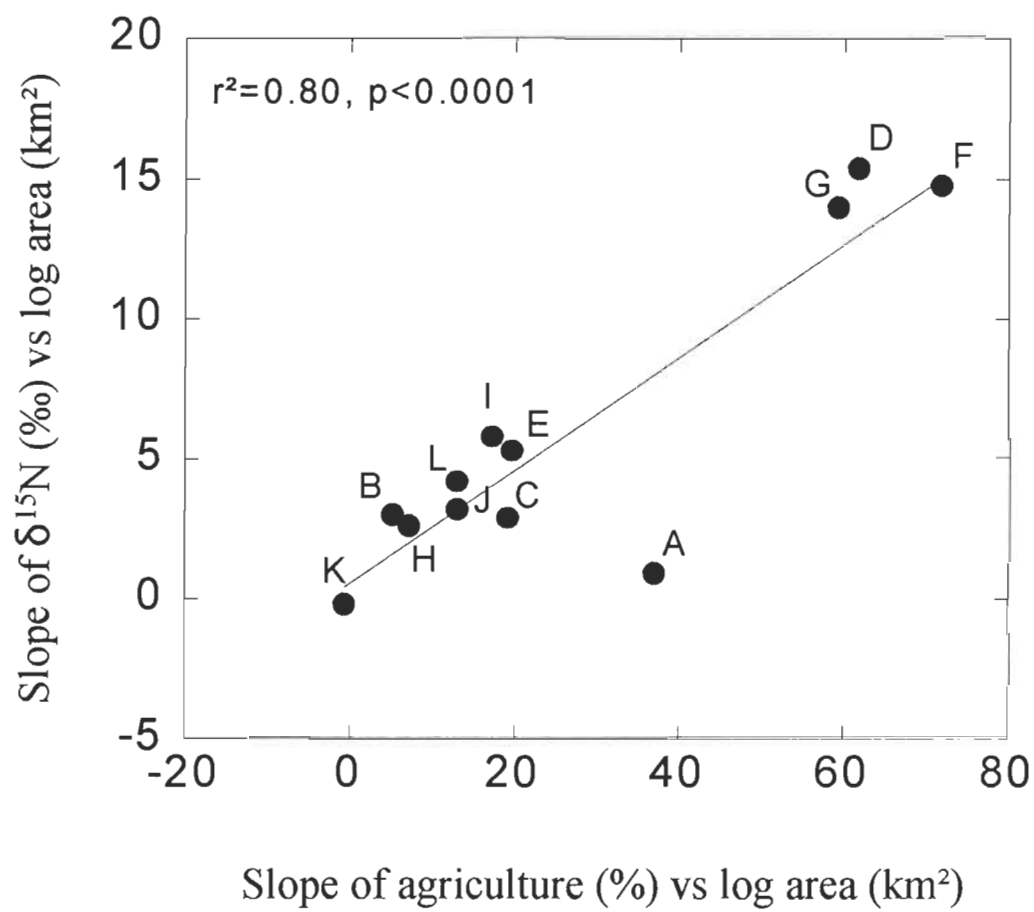


Fig. 2.7.
Anderson and Cabana

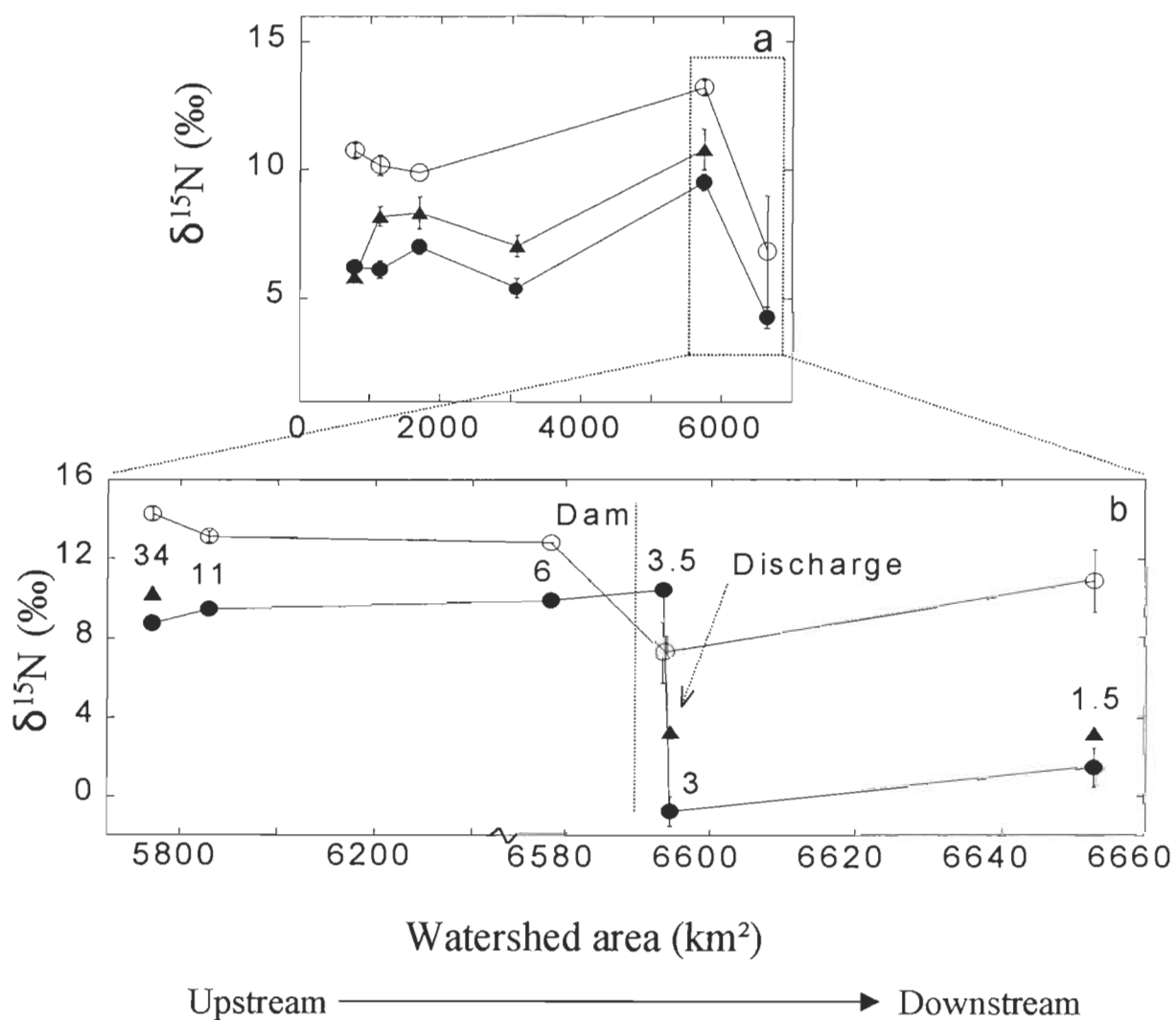


Fig. 2.8.
Anderson and Cabana

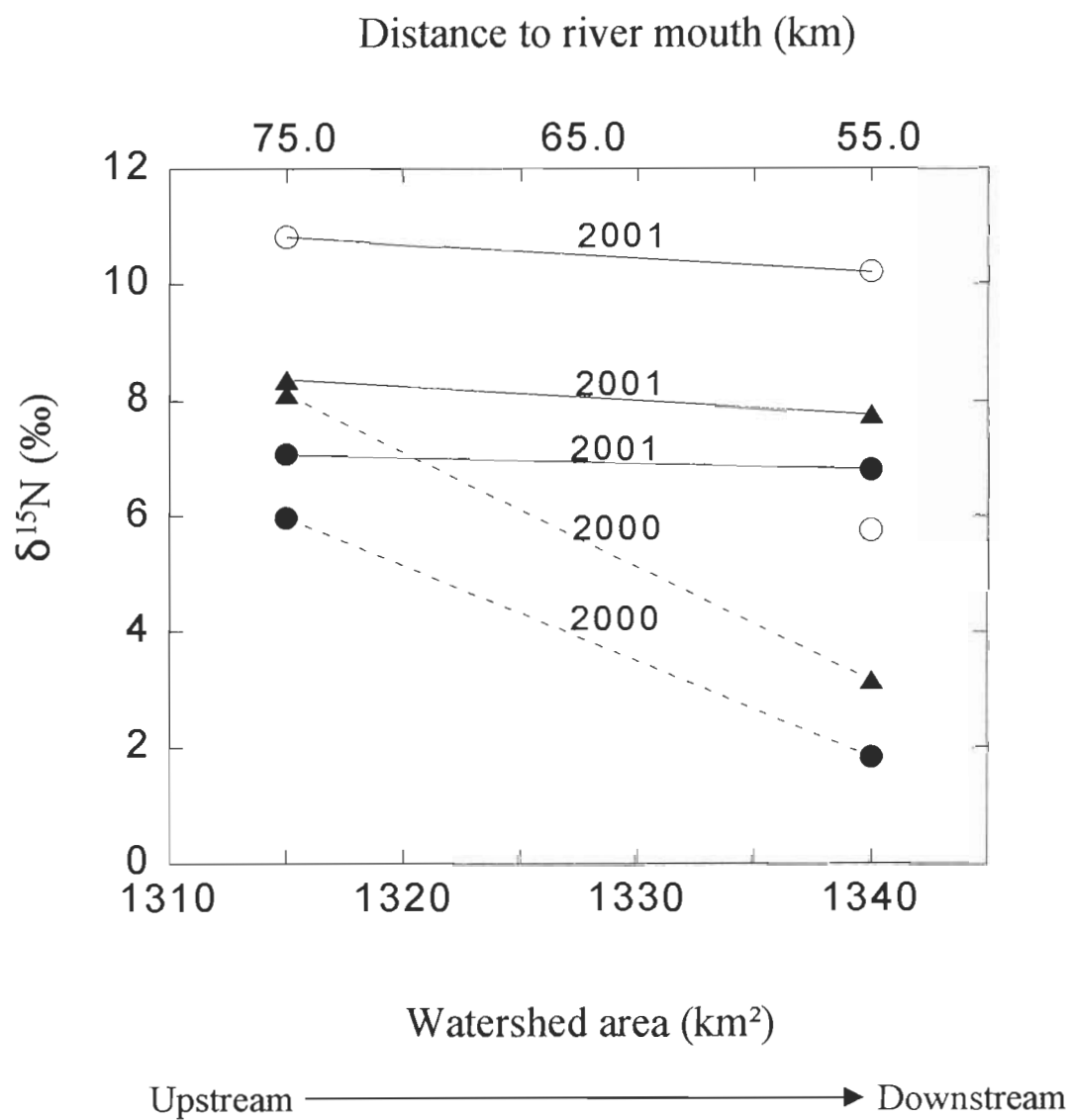
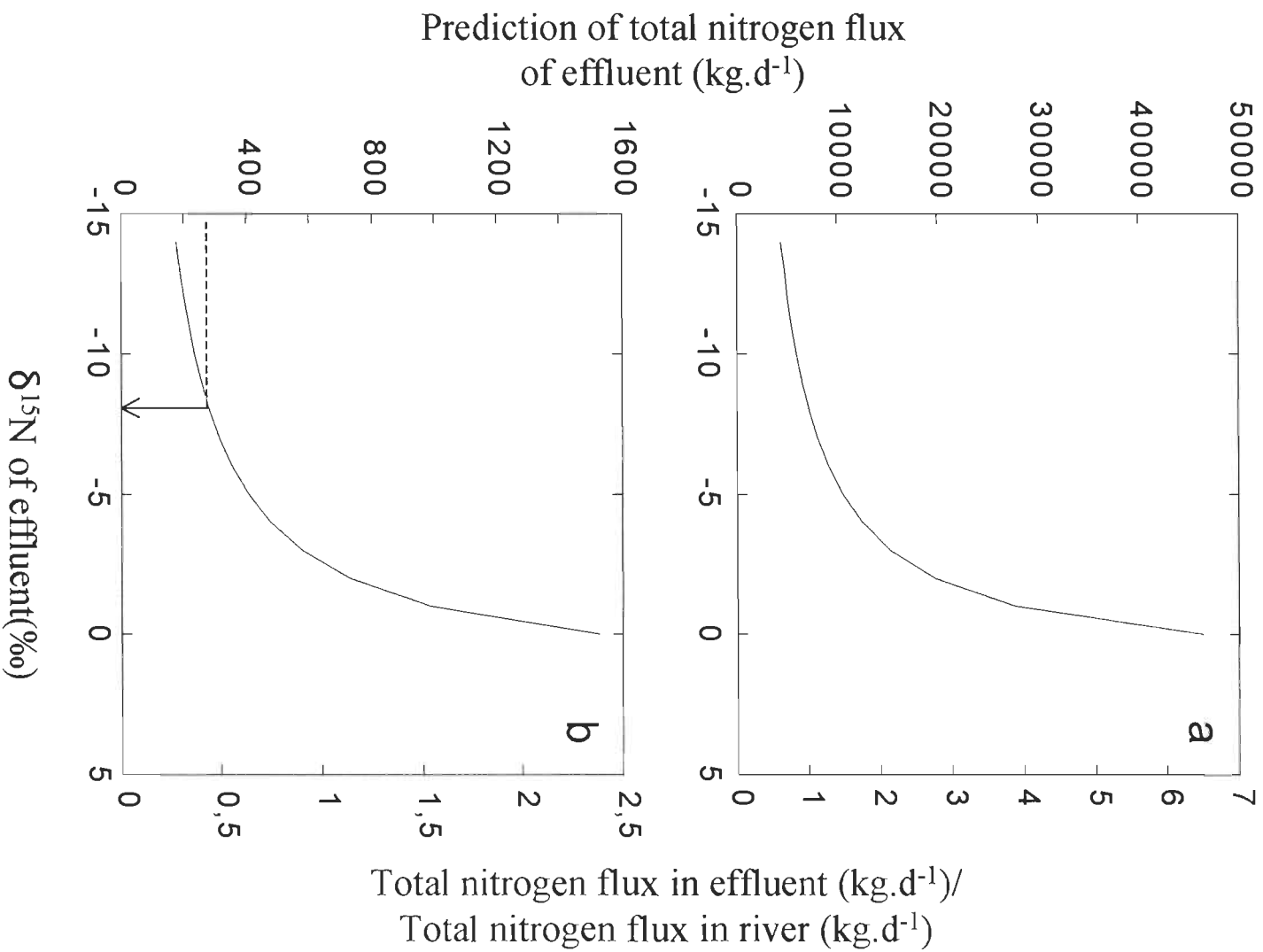


Fig. 2.9.
Anderson and Cabana



ANNEXE A

Instructions aux auteurs et preuve de la soumission de l'article au *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*.

26 September 2002

Ms. C. Anderson
Département de Chimie-Biologie
Université du Québec à Trois-Rivières
CP 500
Trois-Rivières (Québec) G9A 5H7

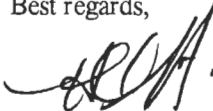
Dear Ms. Anderson:

Subject: J17107 -- $\delta^{15}\text{N}$ in riverine food webs: effects of land use and point-source N inputs from the watershed

Thank you for the above-noted paper that has been received for consideration in the Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences. Your manuscript shall soon be assigned to Referees, and in due course we shall let you know whether we can accept this work for publication. Editor WG Sprules shall be handling your paper, although all correspondence shall still come to and from our office.

Please quote the J-number noted above when referring to this manuscript in the future.

Best regards,



Holly Foster
Editorial Assistant

[Original acknowledgment sent by email 26 September 2002]

Instructions to Authors

Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences

The Journal welcomes manuscripts reporting significant new knowledge and understanding of fisheries and aquatic sciences. Manuscripts may concern cells, organisms, populations, communities, ecosystems, or processes that affect aquatic systems. They may cover a range of disciplines including biology and ecology of marine and freshwater organisms, limnology, oceanography, physiology, toxicology, genetics, economics, disease, and management. Manuscripts are selected for publication according to the extent and significance of new knowledge or ideas presented. Preference will be given to manuscripts that emphasize understanding of observed phenomena and interpretation of experimental results.

We encourage papers that lead from clearly stated purpose or rationale, and from testable hypotheses, concepts, or questions, to identifiable conclusions or syntheses. Such papers may amplify, modify, question, or redirect accumulated knowledge embodied in contemporary perceptions of a particular state of aquatic sciences. Rationale for the study and interpretation of the results should be set in a broad disciplinary or interdisciplinary context. Methodological and modeling papers should include applications and provide verification of enhanced performance.

We continue to discourage papers that are essentially descriptive, except in emerging disciplines; have only site-specific or local applications (a certain year, place, taxon, chemical compound, etc.); confirm only previously established principles; or apply standard techniques without breaking new methodological ground. Studies that are clearly preliminary or fragmentary, or whose relevance to broader issues is not demonstrated, and interpretations solely of an unsupported speculative nature will not be entertained.

Manuscripts submitted should be as comprehensive as possible; if a single paper cannot be produced, then closely related papers should be cross-referenced and submitted together.

The Journal considers the following types of contributions:

Articles—Studies of broad scope that are original contributions to science.

Perspectives—Syntheses, critiques, and re-evaluations of current concepts and paradigms.

Discussions—Comment and Reply on subjects recently published in the Journal.

Rapid Communications—New concepts, methodology, and topical or controversial subjects.

Guidelines for these contribution types are available from the Editorial Office's Web site <http://www.uoguelph.ca/~cjfas/>.

The publication process

The Editorial Office encourages authors to submit their manuscripts by e-mail to cjfas@uoguelph.ca in Word, WordPerfect, or PDF format. For further details on electronic

submission, including other acceptable file formats, please contact the Editorial Office directly.

Alternatively, submit manuscripts in triplicate to the Editors, *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, University of Guelph, Department of Zoology, Building #006, Room 107, Guelph, ON N1G 2W1, Canada. Enclose the manuscript text, tables, and figures on diskette, specifying the software package(s) and version(s) used; Microsoft Word is the preferred word processing package for review purposes. **Packaging of manuscripts and illustrations should be robust enough to resist damage in transit.**

All submissions must be accompanied by a covering letter that (1) states the main points and significance of the work, (2) avows that all coauthors fully participated in and accept responsibility for the work, (3) avows that the manuscript is not being considered for publication elsewhere, (4) suggests potential referees, (5) identifies other manuscripts, including "extended abstracts", containing the same, similar, or related information, and (6) includes the telephone and fax numbers, as well as e-mail and current mailing addresses of all authors. Original typescripts and figures (except halftones) are best retained by the author until requested.

Each manuscript is normally submitted to two referees for appraisal, before final evaluation by the Editors and (or) Associate Editors. However, the Editors will return unreviewed those manuscripts that do not fall within the Journal's scope or character, and those that exceed the Journal's guidelines for prior publication as "extended abstracts" (guidelines available from the Editorial Office's Web site). Papers submitted for inclusion in Journal Supplements are treated with the same rigor of review as articles in regular issues.

As general guidelines, manuscripts should not exceed 36 double-spaced pages, inclusive of references, tables, and figures; the number of references should not normally exceed 36; the number of tables plus figures should not normally exceed 12. Shorter, efficiently written papers are encouraged. Longer Articles (e.g., with more tables and figures) and longer Perspectives (e.g., with more references) will certainly be accepted, provided that their significance and interpretation of the new knowledge are commensurate with their length.

Responses to referees and revisions to manuscripts should normally be completed within 90 days. Manuscripts not returned within 90 days of receipt may be treated as new submissions unless the authors contact the Editorial Office.

Copyright material—Whenever a manuscript contains material that is protected by copyright (aerial photographs, figures, tables, etc.), it is the obligation of the author to secure written permission from the holder of the copyright to reproduce the material for both the print and electronic formats. These letters must accompany the submitted manuscript; otherwise, publication may be delayed. All material designated as "taken from..." must be accompanied by a letter

of permission. If the material is not to be reproduced exactly as in the original, it should be designated as "modified from..." In either case the source of the material must be included in the reference list.

Submission of final accepted manuscript—Authors are requested to submit the **final accepted manuscript only, both in hard copy format and on disk**. Text files and figure files should be submitted on separate disks. All disks must be labeled clearly with the authors' names. **Text** (including tables) should be provided in a word-processing format (any form of WordPerfect, Microsoft Word, or TeX is preferable, IBM compatible or Macintosh). TeX macros for preparing papers for submissions are available at <ftp://ftp.tex.ac.uk/tex-archive/macros/latex/contrib/supported/nrc/>, and <ftp://ftp.dante.de/tex-archive/macros/latex/contrib/supported/nrc/>, and <ftp://ctan.tug.org/tex-archive/macros/latex/contrib/supported/nrc/>. Identify the word-processing software, version number, and type of computer used (IBM or Macintosh). For **figures**, see the section "Preparation of electronic illustration files". Include a statement in the letter accompanying the manuscript that the version on the disk exactly matches the final hard copy version.

Galley proofs—A galley proof, illustration proofs, the copy-edited manuscript, and a reprint order form are sent to the corresponding author. **Galley proofs must be checked very carefully, as they will not be proofread by NRC Research Press**, and must be returned within 48 h of receipt. The proof stage is not the time to make extensive corrections, additions, or deletions. The cost of changes introduced at the proof stage by the author, if deemed to be excessive, will be charged to the author.

Reprints—If reprints are desired, the reprint order form must be filled out completely and returned with payment (cheque, credit card number, purchase order number, or journal voucher) together with the corrected proofs and manuscript. Orders submitted after the Journal has been printed are subject to considerably higher prices. **The Journal does not provide free reprints and reprints are not mailed until a purchase order number or payment is received.**

Copyright transfer—All authors are required to complete a copyright transfer form assigning all rights to NRC. Copyright transfer forms are available from the Editors, in any current issue of the Journal, or on the Web site of NRC Research Press <http://www.nrc.ca/cisti/journals/>.

Requests for permission to republish the paper, in whole or in part, should be sent to NRC Research Press.

Preparation of manuscripts

General guidelines

Movement of manuscripts through review channels and the Editorial Office is greatly expedited if manuscripts are prepared in Journal style and format. General guidelines follow.

Type the manuscript on white paper (21.6 × 27.9 cm (8.5 × 11 in.)) on only one side of the page. Leave all margins at least 2.5 cm (1 in.) wide. Type only the title, authors' names and affiliations, and related footnotes on the first page. Number all pages beginning with the title page, including those for tables and captions for illustrations. **Double-space all parts of the manuscript**, including tables, captions for tables and figures, footnotes, and the reference list. Use italic font if available; when not available, underline material that is to be set in italics.

Do not use all capitals anywhere in the manuscript. Use the name-and-year system for literature citations.

Editorial practices

Spelling should follow that of *Webster's Third New International Dictionary* or the *Oxford English Dictionary*. Authors are responsible for consistency in spelling.

The *CBE Manual for Authors, Editors, and Publishers: Scientific Style and Format* (6th ed., 1994) published by the Council of Biology Editors, Inc., Chicago, IL 60603, U.S.A., is used as the authority in matters of form. Titles of periodicals are abbreviated as in *Biosis® Serial Sources* (BIOSIS, 2100 Arch Street, Philadelphia, PA 19103-1399, U.S.A.). Authors are responsible for ensuring the accuracy and completeness of their reference list. The Journal follows the names and spelling for fishes recommended in *A List of Common and Scientific Names of Fishes from the United States and Canada* (5th ed., 1991, Spec. Publ. No. 20, American Fisheries Society) and the gene nomenclature for protein-coding loci outlined in Shaklee et al. (1990, Trans. Am. Fish. Soc. 119: 2–15). **SI units** (Système international d'unités) should be used or SI equivalents should be given. This system is explained and other useful information is given in the *Canadian Metric Practice Guide* (1989) published by the Canadian Standards Association (178 Rexdale Blvd., Etobicoke, ON M6N 3T3, Canada). For practical reasons, some exceptions to SI units are allowed (noted in the editorial in the Journal, Vol. 40, No. 12).

Checklist for manuscripts

Attention to the following questions will expedite appraisal of manuscripts by referees and editors.

Are the findings, interpretations, and conclusions adequately documented and relevant to the purpose of the study?

Are all the tables and figures needed and organized to facilitate comparison? Are there inconsistencies between tables and figures and the text, or within the text? Should some of the data be made available separately in a data or manuscript report or at a data depository?

If statistical analysis is included, is it subordinate to the research? When probability statements are made, are only the statistical tests cited and unnecessary statistical tables excluded?

Would any of the text be clearer if condensed? Are summary statements given at the beginning of sections and paragraphs, and are details in sections and paragraphs relevant to their topics? Does the organization of the manuscript follow logically from the statement of purpose in the introduction?

Does the **title** encompass the content of the report? Does the **Abstract** give the essentials of the new knowledge? Is the **Introduction** largely limited to the scope, purpose, and rationale of the study? Is review of the literature limited to defining the problem? Are details of **Materials and methods** limited to what readers need to understand the design of the study and to judge the adequacy of the data? Are generalizations from the **Results** supported by the data provided? Are findings distinguished from inferences? Is the **Discussion** limited to interpretation and significance of the findings?

The most common technical problems in submitted manuscripts are listed below. Authors can hasten the processing of their papers if they pay attention to these points during manuscript preparation.

- (1) Limit abstract to one paragraph of about 175 words.

- (2) Double-space all elements of the manuscript, including references, table captions, and figure legends.
- (3) Avoid exclusive use of capitals anywhere in the manuscript, including headings, table captions, and figure legends.
- (4) Italicize only Latin names of organisms and appropriate statistical and mathematical notations.
- (5) Use correct SI symbols for units or measure in figures, tables, and text. Place a zero before the decimal for numbers less than unity.
- (6) Avoid ambiguous forms such as $g\ C/m^2/day$; use $g\ C\cdot m^{-2}\cdot day^{-1}$.
- (7) Identify the test used to test statistical significance and give the probability value. No reference is needed for common statistical tests.
- (8) In the text, generalize from tables and figures; avoid repeating all of the details. Be sure each table and figure can stand on its own and is referred to in the text in numerical order. The captions should explain the purpose of the table or figure.
- (9) Include an acknowledgement section at manuscript stage, not when page proofs arrive.
- (10) Provide the person's initials and mailing address when referring to personal communications.
- (11) Delete unnecessary references that do not apply directly to the problem.
- (12) Check references carefully against text citations and vice versa to ensure exact correspondence. Provide an availability statement for less easily retrieved material, e.g., available from Department of Economics, Simon Fraser University, Burnaby, BC V5A 1S6, Canada.
- (13) Delete commas between name and date in citations such as (Smith 1990) and do not underline or italicize "et al".
- (14) Photocopies of figures, except halftones, are appropriate for review purposes. Send photographic prints, laser printouts, or original artwork/electronic files of figures (see "Illustrations" and "Preparation of electronic illustration files") on request for publication. Use the same type of lettering throughout if possible.

Parts of the manuscript

Organization

Organize the manuscript on the basis of the purpose or scope of the study as stated in the introduction. Ensure that the title and headings are in harmony with the statement of purpose.

Before writing any of the manuscript, list tentative headings in as few ranks as possible. Rework them until they appear to allow logical development for the reader; usually, chronological order is not effective. The findings will be more readily appreciated if methods, findings, and discussion are given in separate sections.

Organize tables and figures to facilitate comparisons, grouping related data in as few tables and figures as feasible. As far as possible, make the tables and figures clear without reference to the text.

Begin sections and paragraphs with topic sentences containing generalizations that lead readily to the particulars. Giving a conclusion first and then supporting it not only improves readability but also facilitates assessment by other scientists. Failure to give the most newsworthy generalizations first is one of the most prominent shortcomings in presentation of manuscripts.

See that everything in each section is relevant to the heading, and everything in each paragraph is relevant to the topic (opening) sentence.

Before writing any paragraphs, try writing the topic sentences for all of them and arranging these in appropriate order.

Title

Limit the title to what is documented in the manuscript. It is the key to the article and should clearly and concisely reveal what appears in the paper itself. The title serves two functions: (1) it allows the reader to judge whether or not the article is of potential interest and (2) it should provide enough information to permit the reader to judge the scope and potential importance of the article. Words in the title should convey a maximal amount of information and identify the nature of the research, organism used, and where appropriate, the technical approach (e.g., X ray, chromatography, mathematical analysis). Titles should not begin with a numeral or introductory prepositions such as "On" or "Towards" or expressions such as "A contribution to..." or "Investigations on..." Good titles greatly assist scientists and librarians in using scientific literature and aid indexers in preparing titles for keyword indexes. Series titles should be avoided.

Abstract

An abstract is required for all manuscripts and should state concisely, in up to 175 words, what was done, found, and concluded. Like the title, the abstract enables readers to determine the paper's content and decide whether or not they need to read the entire article. Begin the abstract with the main conclusion from the study, and support it with the relevant findings. Limit details of methods to those needed in understanding what was done, and work them into statements of findings. Avoid using phrases such as "...is discussed" or "...was found"; be specific. As the abstract is often divorced from the main body of the paper by abstracting and indexing services and is the only part of a paper some readers ever see, it is important that it accurately reflect the paper's contents and be completely self-contained (i.e., any *essential* references) in a retrievable form (e.g., R.B. Deriso. 1980. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 37: 268-282).

Introduction

Limit the introduction largely to the scope, purpose, and rationale of the study. Restrict the literature review and other background information to that needed in defining the problem or setting the work in perspective. Try beginning with the purpose or scope of the work, defining the problem next, and adding guideposts to orient the reader. An introduction generally need not exceed 375-500 words.

Materials and methods

Materials and methods provides the framework for getting answers to the questions posed in the purpose of the work.

Limit the information on materials and methods to what is needed in judging whether the findings are valid. To facilitate assessment, give all the information in one section when possible. Refer to the literature concerning descriptions of equipment or techniques already published, detailing only adaptations. Often, it helps to begin statements on procedures with a phrase indicating the purpose, such as "To determine...we..." If the section is long, consider using subheadings corresponding to headings for the findings.

Results

Limit the results to answers to the questions posed in the purpose of the work, and condense them as comprehensively as possible. Give the findings as nearly as possible in the terms in which the observations or measurements were made so as to avoid confusion between facts and inferences. State noteworthy findings to be noted in each table and figure, and avoid restating in the text what is clear from the captions. Material supplementary to the text can be archived in the report literature or a recognized data depository and referenced in the text.

Discussion

Limit the discussion to giving the main contributions of the study and interpreting particular findings, comparing them with those of other workers. Emphasis should be maintained on synthesis and interpretation and exposition of broadly applicable generalizations and principles. If these are exceptions or unsettled points, note them and show how the findings agree or contrast with previously published work. Limit speculation to what can be supported with reasonable evidence. End the discussion with a short summary of the significance of the work and conclusions drawn. If the discussion is brief and straightforward, it can be combined with the results section.

Acknowledgements

We strongly urge authors to limit acknowledgments to those who contributed substantially to scientific and technical aspects of the paper, gave financial support, or improved the quality of the presentation. Avoid acknowledging those whose contribution was clerical only.

References

References should be selected judiciously and be largely restricted to significant, published literature. References to unpublished data, manuscripts in preparation or submitted to other journals, progress reports, and unpublished papers given at annual meetings may not be cited in the reference list but may be noted in the text as unpublished data or personal communications (include mailing addresses). If consultants' reports or other documents of limited circulation must be cited, they should carry with them an availability statement explaining where the document can be obtained. **Citations of literature in the text should be carefully checked against those in the reference list and vice versa to ensure exact correspondence.** Nearly every manuscript submitted to the Journal contains errors in the references.

Footnotes

Footnotes to material in the text should not be used unless they are unavoidable, but their use is encouraged in tables. Where used in the text, footnotes should be cited in the manuscript by superscript Arabic numbers (except in the tables, see below) and should be numbered serially beginning with any that appear on the title page. Each footnote should be typed on the manuscript page on which the reference to it is made; **footnotes should not be included in the list of references.**

Equations

Equations should be clearly typed; triple-spacing should be used if superscripts and (or) subscripts are involved. Superscripts and subscripts should be legible and carefully placed. Distinguish between lowercase *i* and the numeral *one*, and between capital *O* and the numeral *zero*. A letter or symbol should represent only one entity and be used consistently throughout the paper. Each variable must be defined in the text

or in a **List of symbols** to appear after the reference list. Variables representing vectors, matrices, vector matrices, and tensors must be clearly identified. Numbers identifying equations must be in parentheses and placed flush with the **left margin**. In numbering, no distinction is made between mathematical and chemical equations.

Tables

Tables are used to present repetitive data and should be as economical of space as possible. Design tables to fit a one- or two-column width of the Journal. Type each on a separate page and number with Arabic numerals. Use horizontal lines above and below the headings and below the columns, and seldom elsewhere. Never use vertical lines; leave extra space instead. Table captions should be succinct and identify the purpose of the table sufficiently well to allow the table to stand on its own. Indicate table footnotes by superscript lowercase letters and type them below the table. Place the tables after the list of references. Note that *text tables* are not numbered, are typed within the text, and seldom need horizontal lines.

Appendices

Figures and tables used in an appendix should be numbered sequentially but separately from those used in the main body of the paper, for example, Fig. A1, Table A1, etc.

Supplemental material

The National Research Council of Canada maintains a depository in which supplementary material may be placed, either at the request of the author or suggestion of the Editors. Such material may include extensive tables of data, detailed calculations, and maps not essential for understanding and evaluating the paper. Such material must be clearly marked when the manuscript is submitted. Tables and figures should be numbered in sequence separate from those published with the paper (e.g., Fig. D1, Table D1). The supplemental material should be referred to by footnotes. Copies of material in the depository may be purchased from the Depository of Unpublished Data, CISTI, National Research Council of Canada, Ottawa, ON K1A 0S2, Canada.

Illustrations

Provide photographic reproductions, laser printouts, or the original artwork (no larger than 27.9 × 43.2 cm (11 × 17 in.)) of each illustration. Provide three sets of illustrations for review purposes.

Each figure or group of figures should be planned to fit, after appropriate reduction, into the area of either one or two columns of text. The maximum finished size of a one-column illustration is 8.8 × 23.9 cm (3.5 × 9.4 in.) and that of a two-column illustration is 18.2 × 23.9 cm (7.2 × 9.4 in.). The figures (including halftones) must be numbered consecutively in Arabic numerals, and each one must be referred to in the text and must be self-explanatory. All terms, abbreviations, and symbols must correspond with those in the text. Only essential labelling should be used, with detailed information given in the caption. Each illustration must be identified by the figure number and the authors' names on the back of the page or in the left-hand corner, well away from the illustration area.

Line drawings should be made with black ink or computer-generated in black on high-quality white paper or other comparable material. For computer-generated graphics, supply a laser print at the highest resolution available. **Photocopies are not acceptable.**

All lines must be sufficiently thick (0.5 points minimum) to reproduce well, and all symbols, superscripts, subscripts, and decimal points must be in good proportion to the rest of the

drawing and large enough to allow for any necessary reduction without loss of detail. Avoid small open symbols; these tend to fill in upon reproduction. **Lettering produced by dot matrix printers or typewriters, or by hand, is not acceptable.** The same font style and lettering sizes should be used for all figures of similar size in any one paper.

Maps must have very clear, bold patterns and must show longitudes and latitudes (or UTM coordinates) and a scale. All place names and geographic features on Quebec maps must be in French only, with proper accents and capitalization.

Photographs should be *continuous tone* on glossy paper. Prints must be of high quality, on glossy paper, with strong contrast. The copies for reproduction should only show essential features, be trimmed, and mounted on **thin** flexible white bristol board with no space between those arranged in groups. A photograph, or group of them, should be planned to fit into the area of either one or two columns of text **with no further reduction**. Electron micrographs or photomicrographs should include a scale bar directly on the print. The best results will be obtained if the authors match the contrast and density of all figures arranged as a single plate.

Color illustrations will be at the author's expense. Further details on prices are available from Cecily Pearson, Managing Editor of the Journal (613-993-9099; fax: 613-952-7656; e-mail: cecily.pearson@nrc.ca).

NRC Research Press prefers the submission of electronic illustration files for accepted manuscripts and will use these electronic files whenever possible. If electronic files are not available, paper versions of the figures will be scanned. Note that the scanner will easily reproduce flaws (e.g., correction fluid, smudges). Submission of noncontinuous (screened) photographs and scanned illustrations printed out on laser printers is not recommended as moirés develop; a moiré is a noticeable, unwanted pattern generated by rescanning or rescreening an illustration that already contains a dot pattern.

Preparation of electronic illustration files

Authors must supply electronic graphic files and **high-quality, hard-copy originals**. **Electronic files (i.e., figure number and figure content) should match the originals.** On the disk label, identify (1) the software application and version; and (2) file name(s), size, and extension. If you have compressed your files, indicate what compression format was used. PC or Macintosh versions of True Type or Type 1 fonts should be used. **Do not use bitmap or nonstandard fonts.** Electronic graphics can be accepted on the following disks: 3.5-in. disks, 100-MB Zip cartridge, and CD-ROM.

The preferred graphic application of NRC Research Press is CorelDraw! For other applications that can be used, see the "Electronic graphics list" at http://researchpress.nrc.ca/cgi-bin/cisti/journals/rp/rp2_prog_e?cjas_graphics_e.html.

All figures should be submitted at their final published size. For figures with several parts (e.g., *a, b, c, d*, etc.) created using the same software application, assemble them into one file rather than sending several files.

Remember that the more complex your artwork becomes, the greater the possibility for problems at output time. Avoid complicated textures and shadings, especially in vector illustration programs; this increases the chance for a poor-quality final product.

Bitmap (raster) files—Bitmaps are image files produced using a grid format in which each square (or pixel) is set to one level of black, colour, or grey. A bitmap (rasterized) file is broken down into the number of pixels or picture elements per inch (ppi). Pixels per inch is sometimes referred to as dots per inch (dpi). The higher the resolution of an image, the larger the number of pixels contained within the rectangular grid.

The proper resolution should be used when submitting

bitmap artwork. The minimum requirements for resolution are 600 dpi for line art and finelines (line art with fine lines or shading), 300 dpi for halftones and colour, and 600 dpi for combinations (halftones with lettering outside the photo area).

All **colour** files submitted must be as CMYK (cyan, magenta, yellow, and black). These colours are used in full-colour commercial printing. RGB graphics (red, green, and blue; colours specifically used to produce an image on a monitor) will not print correctly.

Vector files—Vector files are image files produced using elements such as lines and shapes. Typically these files are used for *line drawings*.

Bitmaps inside vector files—Bitmaps can be imported into vector/draw applications only for the purpose of adding and overlaying information, lines, text, etc. Bitmaps should not be resized, cropped, rotated, or otherwise manipulated after importing.

Format conventions

Abbreviations

Abbreviate terms denoting units of weight and measurement in the text only when they are preceded by numerals.

becquerel (Bq)
calorie (cal)
centimetre (cm)
centimetre, square (cm²)
centimetre, cubic (cm³)
centimetres per gram per second (cm·g⁻¹·s⁻¹)
coulomb (C)
decimetre (dm)
degree Celsius (°C)
degrees of freedom (df)
gram (g)
hectare (ha)
hertz (Hz)
hour (h)
joule (J)
kilometre (km)
litre (L)
lumen (lm)
lux (lx)
metre (m)
metre, square (m²)
metre, cubic (m³)
micrometre (µm)
milligram (mg)
millilitre (mL)
millimetre (mm)
millimetre, square (mm²)
minute (min)
molar mass (M)
mole (mol)
moles per litre (mol/L, M)
Pascal (Pa)
second (s)
standard deviation (SD)
standard error (SE)
tonne (metric ton) (t)
volt (V)
volume (vol)
watt (W)

Dates

Dates should be written in the sequence day–month–year without internal punctuation (On 9 October 1983 the...).

Reference citations in text

Name-and-year system

The Journal uses the name-and-year system of citation; that is, the surname of the author(s) and the year of publication are inserted in the text at an appropriate point: "Brown (1983) compared..." or "...were compared (Brown 1983)". If the reference has more than two authors, include only the surname of the first author followed by "et al." (not italicized): "Brown et al. (1983) compared..." or "...were compared (Brown et al. 1983)".

Personal communications

Personal communications are not listed in the reference list. Using parentheses in the text, state the name and mailing address of the communicator followed by "personal communication".

Unpublished data

If an unpublished book or article has been accepted for publication, list it in the reference list section followed by the notation "In press". Only those manuscripts that are in galley or page proof stage or for which there is an acceptance letter can be considered in press. If an article is submitted but not yet accepted, state the name and address of the author of the unpublished material followed by the notation "unpublished data" in the text and do not include it in the reference list.

Reference lists

References should be listed at the end of the paper in alphabetical order according to surnames of the first author. References with the same first author are listed in the following order. (1) Papers with **one author only** are listed first in chronological order, beginning with the earliest paper. (2) Papers with **dual authorship** follow and are listed in alphabetical order by the last name of the second author. (3) Papers with **three or more authors** appear after the dual-authored papers and are arranged chronologically.

The following bibliographic citations illustrate the punctuation, style, and abbreviations (according to *CASSI* or *BIOSIS® Serial Sources*) for references.

Journal article

Peterman, R.M. 1982. Model of salmon age structure and its use in pre-season forecasting and studies of marine survival. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **39**: 1444-1452.

Entire issue of journal

Gordon, D.C., Jr., and Hourston, A.S. (Editors). 1983. Proceedings of the Symposium on the Dynamics of Turbid Coastal Environments. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **40**(Suppl. 1).

Book in a series

Scott, W.B., and Crossman, E.J. 1973. Freshwater fishes of Canada. *Bull. Fish. Res. Board Can.* No. 184.

Book not in a series

LeBlond, P.H., and Mysak, L.A. 1978. Waves in the ocean. Elsevier, New York.

Part of book

Healey, M.C. 1980. The ecology of juvenile salmon in Georgia Strait, British Columbia. In *Salmonid ecosystems of the North Pacific*. Edited by W.J. Neil and D.C. Himsworth. Oregon State University Press, Corvallis, Ore. pp. 203-229.

Corporate author

American Public Health Association, American Water Works As-

sociation, and Water Pollution Control Federation. 1975. Standard methods for the examination of water and wastewater. 14th ed. Washington, D.C.

Theses

Kutty, M.N. 1999. Some studies on the respiratory quotient in goldfish and rainbow trout. Ph.D. thesis, University of Toronto, Toronto, Ont. Natl. Libr. Can., Can. Theses Microfilm No. 646.

Reports

Smith, J.E. 1981. Catch and efforts statistics of the Canadian groundfish fishery on the Pacific coast in 1980. *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.* No. 1032.

Translation

Koike, A., and Ogura, B. 1977. Selectivity of meshes and entrances of shrimp traps and crab traps. *J. Tokyo Univ. Fish.* **64**: 1-11. [Translated from Japanese by Can. Transl. Fish. Aquat. Sci. 4950, 1983.]

Time

A colon should be used as the separator between hour and minute and between minute and second. The symbols "h", "min", and "s" are not used because they are symbols for hour, minute, and second in the sense of duration or the length of time. Thus, "12 h 30 min" expresses a measured time of twelve hours and thirty minutes duration whereas 12:30 refers to the time of day.

Word list

The spelling of the following words is frequently inconsistent in submitted manuscripts. We prefer that authors adhere to the Journal's house style for these commonly used terms:

age-class (n.)
aquaculture (n.)
Arctic char (n.)
brackish water (n.)
brackish-water (adj.)
cold water (n.)
cold-water (adj.)
deep sea (n.)
deep-sea (adj.)
deep water (n.)
deepwater (adj.)
freshwater (n., adj.)
fresh water (n.)
groundwater (n., adj.)
hard water (n.)
hardwater (adj.)
headwater (n., adj.)
lake water (n., adj.)
meltwater (n., adj.)
open water (n.)
open-water (adj.)
percent (n.)
salt water (n.)
saltwater (adj.)
sea-run (adj.)
seawater (n., adj.)
shallow water (n.)
shallow-water (adj.)
size-class (n.)
snowmelt (n.)
soft water (n.)
softwater (adj.)
tidewater (n., adj.)

t test (n., adj.)
warm water (n.)
warmwater (adj.)

year-class (n.)
young-of-the-year (n., adj.)

NRC Research Press
National Research Council of Canada
Ottawa, ON K1A 0R6
Canada

Fax: 613-952-7656
E-mail: research.press@nrc.ca
URL: <http://researchpress.nrc.ca>

Revised June 2002